

Sous la direction de
Jean-Paul TROADEC

L'HOMME et LES RESSOURCES HALIEUTIQUES

Essai sur l'usage d'une ressource renouvelable



Découvrez les publications récentes de l'Ifremer dans le [catalogue en ligne](#) du service des éditions.
Découvrez également un ensemble de documents accessibles gratuitement dans [Archimer](#)

Sous la direction de
Jean-Paul TROADEC

*Institut français de recherche
pour l'exploitation de la mer*

L'HOMME ET LES RESSOURCES HALIEUTIQUES

Essai sur l'usage d'une ressource commune renouvelable

IFREMER-SDP
Centre de BREST
Bibliothèque
B.P. 70 - 29263 PLOUZANE



Photographies de couverture

1. Sèchage de filets dans la région de la baie d'Along (Viêt-nam)
(cliché O. Barbaroux – IFREMER)
4. Retour de pêche (dessin de Mathurin Méheut).

Service de la Documentation
et des Publications (SDP)
IFREMER – Centre de Brest
BP 70 – 29280 PLOUZANÉ
Tél. : 98.22.40.13 – Télex 940 627
Télécopie 98.22.45.45

ISBN. 2-905434-25-2

© Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, IFREMER, 1989

PLAN

PREFACE	<i>P. PAPON</i> <i>Président directeur général de l'IFREMER</i>	9
Collaborateurs		13
<i>A la mémoire de Reuben Lasker</i>		17
INTRODUCTION		19
1. Les pêches et les cultures marines face à la rareté de la ressource	<i>J.P. TROADEC</i>	21
A – PRODUCTION ET VARIABILITÉ DES STOCKS HALIEUTIQUES		67
2. De la production d'une cohorte vers celle d'une pêcherie	<i>B. MESNIL</i>	69
3. Relations trophiques et évaluation des ressources plurispécifiques	<i>N. DAAN</i>	97
4. La variabilité des écosystèmes halieutiques : au-delà de la relation recrutement-stock	<i>B.J. ROTHSCHILD</i>	131
5. L'océan et la variabilité des populations marines	<i>A. BAKUN</i>	155
6. Les déterminants du recrutement	<i>R. LASKER</i>	189
B – PRODUCTION, FORÇAGE ET CONSERVATION DES CHEPTELS MARINS		223
7. Capacité biotique des bassins ostréicoles	<i>M. HÉRAL, C. BACHER et J.M. DELOUS-PAOLI</i>	225
8. Repeuplement et pacage marin des salmonidés migrateurs	<i>Y. HARACHE et P. PROUZET</i>	261
9. Repeuplement et forçage du recrutement de la coquille Saint-Jacques	<i>J. BOUCHER et J.C. DAO</i>	313
10. L'aquaculture extensive en eaux douces	<i>R. BILLARD</i>	359
11. Pathologie des mollusques bivalves et protection des cheptels coquilliers	<i>H. GRIZEL</i>	389
12. La conservation de la qualité des milieux littoraux	<i>C. ALZIEU et G. RAVOUX</i>	419

C – ÉCONOMIE ET SOCIOLOGIE DES PÊCHES ET DES CULTURES MARINES		461
13. Les modèles bioéconomiques	<i>J.M. GATES</i>	463
14. La régulation du taux d'exploitation dans les pêcheries commerciales	<i>J.M. GATES</i>	497
15. L'allocation des privilèges d'usage	<i>R.B. RETTIG</i>	525
16. L'organisation sociale des systèmes d'aménagement de la pêche	<i>M.L. MILLER</i>	557
D – ANALYSE DE SITUATIONS COMPLEXES		585
17. Analyse et aménagement des pêcheries côtières	<i>J.L. DURAND, H. FARRUGIO et M. LEMOINE</i>	587
18. Les conditions du développement de la pêche dans les pays du Tiers Monde	<i>T. PANAYOTOU</i>	615
19. Désertification sur terre et dans l'océan	<i>M.H. GLANTZ</i>	655
20. Les dimensions internationales de la pêche et de son aménagement	<i>E.L. MILES</i>	681
21. La recherche halieutique et l'aménagement : grandeur et servitude d'une symbiose	<i>S. GARCIA</i>	711
CONCLUSION		745
22. Éléments pour une autre stratégie	<i>J.P. TROADEC</i>	747
INDEX DES MATIÈRES		797
INDEX DES RÉFÉRENCES CITÉES		807

Note aux lecteurs

Même s'ils sont ordonnés selon une séquence logique, les différents chapitres ont été rédigés de façon à pouvoir être lus séparément. Des références aux chapitres portant sur des sujets complémentaires sont données. Même si cette solution entraîne quelques répétitions qui accroissent sensiblement le volume de l'ouvrage, cette présentation devrait en faciliter la lecture.

L'HOMME ET LES RESSOURCES HALIEUTIQUES

Essai sur l'usage d'une ressource commune

Résumé - La pleine exploitation des ressources halieutiques mondiales a profondément modifié les perspectives et les conditions de progrès de la pêche. Elle a pesé lourd dans l'acceptation du nouveau régime des océans. Surtout, elle a considérablement élargi le champ des questions à aborder pour mieux valoriser les ressources vivantes de l'océan. Méthodes d'évaluation de pêcheries complexes, capacité biotique des bassins et aménagement des cheptels coquilliers, variabilité naturelle des stocks et conséquences pour l'aménagement des pêches, méthodes de régulation de l'accès, rente économique, allocation de ressources communes et de droits d'usage, spécificité des pêches artisanales, stratégies de développement de la pêche dans les pays du Tiers Monde, dimensions internationales de la pêche, etc. figurent parmi les thèmes qu'abordent dans cet ouvrage des spécialistes de notoriété mondiale.

Abstract - *The full exploitation of the world fishery resources has drastically modified the prospects and conditions for progress in fisheries. It was determinant in the change of the Ocean Regime. Moreover, it widened considerably the range of issues which have to be addressed for an efficient use of marine living resources. Assessment approaches for complex fisheries, carrying capacity of basins and management of bivalve mollusc stocks, natural variability of fish stocks and management implications, methods for access regulation, economic rent, resources and use rights allocation, nature of artisanal fisheries, strategies for fishery development in Third World countries, international dimensions of fisheries, etc. are among the issues reviewed in this book by scientists of international repute.*



Photo 1. — Crevettiers dans le port de Campêche (Mexique).
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

PREFACE

La pleine exploitation du potentiel halieutique mondial a eu des répercussions profondes sur la pêche. Le déclin des rendements, le rôle joué par la grande pêche dans la mise en valeur des ressources lointaines et les difficultés rencontrées dans la régulation du taux d'exploitation au sein des pêcheries internationales ont contribué à faire accepter le nouveau régime des océans : s'il n'est pas formellement adopté, le nouveau Droit de la mer tient lieu aujourd'hui, couramment, de droit coutumier dans les négociations entre pays pêcheurs et pays riverains sur les termes de l'accès aux ressources et de leur exploitation. Pourtant, les progrès de la pêche restent en deçà de ce que l'extension des juridictions nationales pouvait laisser escompter. L'aménagement continue de poser aux responsables nationaux des problèmes comparables à ceux sur lesquels butaient les commissions halieutiques régionales. L'administration du secteur se pose toujours en termes de conservation des stocks et de la qualité des milieux littoraux, de surpêche, de surinvestissement, ou de conflits entre usagers pour l'accès à des ressources devenues insuffisantes pour satisfaire la demande.

A première vue, ces difficultés sont imputables à l'épuisement de la ressource. En réalité, le mauvais état des pêches tient au régime de liberté d'accès qui, justement, ne tient pas compte du caractère fini des ressources renouvelables. Une inadéquation de pratiques de régulation, issues d'une période au cours de laquelle les ressources disponibles n'étaient pas globalement contraignantes, en découle. La raréfaction des ressources suppose le rationnement de leur usage. En régime de liberté d'accès, les usagers ne peuvent, en effet, optimiser les équilibres entre la valeur des biens produits et le coût de leur production, ni conserver aux ressources naturelles leur pleine productivité. Cette situation a suscité un intérêt nouveau pour l'économie. Mais, si les analyses économiques permettent de chiffrer les pertes subies par la société, la réalisation des bénéfices économiques et sociaux potentiels dépend avant tout de l'adoption d'institutions nécessaires à l'allocation de droits d'usage.

Avec une production qui dépasse aujourd'hui la moitié des captures mondiales, les pays en développement ont globalement amélioré leur position. Cependant, les politiques et les projets de développement atteignent dans la pêche plus difficilement leurs objectifs que dans les autres secteurs primaires de l'économie. Un peu partout, les stratégies de développement, et notamment le choix des variables d'action, tiennent imparfaitement compte des particularités de l'exploitation des ressources renouvelables. Aujourd'hui, l'efficacité des actions pour le développement dépend d'abord de la qualité de l'aménagement.

Ces difficultés ne sont que des manifestations du problème plus général de l'usage efficace des ressources renouvelables. Les progrès considérables réalisés depuis plus d'un siècle dans la mise en valeur des ressources terrestres ont pu faire naître le sentiment qu'elles constituaient un don gratuit de la nature, ou que l'homme trouverait toujours de nouvelles ressources qui, grâce à de nouvelles techniques, prendraient le relais de celles qui viendraient à s'épuiser. Les faits montrent qu'un tel optimisme ne peut être général. Appliquée sans discernement, cette vision des choses peut conduire à des dégradations de l'environnement susceptible de remettre en cause le progrès technique lui-même. Pour ne citer que deux exemples, les craintes que suscite l'altération possible de l'atmosphère, ou la détresse de populations humaines associée aux processus de désertification, montrent que les sociétés ne peuvent ignorer la nécessité d'un usage et d'une conservation plus efficaces des ressources renouvelables.

Outre les bénéfices économiques et sociaux importants, escomptables de régimes adaptés d'exploitation des ressources vivantes de la mer, des possibilités d'augmentation de la production existent. L'épuisement des stocks sauvages a suscité un regain d'intérêt pour l'aquaculture. On a pu à cet égard penser que les modes contrôlés étaient susceptibles d'offrir de meilleures opportunités pour contourner les limites de production des stocks sauvages. Les résultats obtenus sur certaines espèces justifient en partie ces espérances. Cependant, l'aquaculture contrôlée, au sens écologique du terme, n'utilise la mer que comme support physique. Contrairement aux terres arables ou aux forêts, la majorité des écosystèmes marins ne pourra, du fait de leur fluidité et de leur extension géographique, être valorisée dans un avenir prévisible autrement que par cueillette et, en partie, par des modes extensifs de culture. D'ailleurs, même les modes intensifs requièrent, pour la bonne santé de cheptels et la qualité des produits, des milieux également sains. Ainsi, dans la mise en valeur des zones économiques exclusives, l'aquaculture intensive représente plus une opportunité nouvelle, qu'une solution de rechange à l'aménagement des pêches et des cultures marines.

La prédominance des formes extensives dans la production aquacole marine aussi bien que continentale, ou le poids de la conchyliculture dans certains pays alors que son développement reste marginal dans d'autres, suggèrent que ces systèmes

pourraient produire davantage. Des considérations théoriques et des observations empiriques supportent cette idée.

Jusqu'à présent, les cultures marines ont surtout progressé par essais empiriques, qu'il faut mettre à l'actif des producteurs. Pour apprécier objectivement les perspectives et déterminer les modalités pratiques de progrès, le recours à la démarche scientifique est aujourd'hui nécessaire. L'accroissement de la production dépendra, en effet, des réponses qui pourront être apportées à trois questions, également complexes et fondamentales :

- quel rôle joue l'environnement dans le succès des populations aquatiques et quelles conclusions peut-on en tirer quant aux possibilités d'accroître artificiellement leur recrutement ?

- comment peut-on tirer profit des progrès récents de la recherche en biologie et en génétique pour mieux comprendre les fonctions biologiques des espèces et accroître à long terme la production, notamment en aquaculture ?

- comment réserver à ceux qui seraient prêts à assurer les investissements requis pour accroître le recrutement de populations naturelles choisies, des captures suffisantes pour couvrir leurs frais ?

On retrouve là deux questions clés de l'aménagement des pêches. La variabilité naturelle du recrutement des stocks halieutiques a maintenant, sur les performances des armements et l'aménagement des pêcheries, des conséquences d'autant plus marquées que la pêche s'est intensifiée et que le nouveau Droit de la mer entrave le déploiement géographique des flottilles. La réservation de droits particuliers d'exploitation n'est qu'une manifestation du problème de l'allocation, dans la pêche, de privilèges d'usage. Ces rapprochements entre pêche et aquaculture extensive sont révélateurs de la similitude des problèmes posés par l'usage efficace et la conservation des ressources vivantes de la mer. C'est le thème de cet ouvrage. Il aborde successivement les aspects écologiques, économiques, sociaux et institutionnels de l'exploitation des ressources halieutiques. Parce qu'elles sont d'une autre nature et ressortent d'une autre démarche, les dimensions réductibles à l'action de l'entreprise n'y sont pas abordées. Cette délimitation du sujet ne sous-estime pas l'intérêt de la domestication d'espèces marines ou de la valorisation de la matière première. De toute évidence, démarches holistique et réductionniste sont complémentaires : de la pêche aux formes les plus contrôlées coexistent, sans hiatus, tout un éventail de filières qui combinent, selon des assemblages propres, maîtrise des fonctions biologiques des organismes et gestion des populations. S'il est bon d'en analyser, pour chaque système de production, l'intérêt potentiel relatif, les deux approches doivent être menées de front.

Des chercheurs étrangers et français, réputés pour leur connaissance des sujets abordés, ont accepté de collaborer à la rédaction de cet ouvrage. Les idées qu'ils y expriment leur sont propres. Certaines questions, comme celles de la rente halieutique, des mécanismes qui déterminent la variabilité des stocks halieutiques ressortent encore du débat d'idées, ou ne sont pas totalement réductibles à l'analyse scientifique. Pour cette raison, les différentes solutions pratiques envisageables peuvent prêter à controverse. Mais cet ouvrage n'a pas de prétention normative. Il vise seulement à contribuer à l'analyse des différentes facettes du problème. Il ne s'adresse pas aux spécialistes de chaque discipline, mais à l'ensemble des chercheurs, universitaires, étudiants, administrateurs et professionnels qui s'intéressent à l'aménagement des pêches et des cultures marines. Par les éclairages différents qu'elles projettent, les différences d'appréciation qui peuvent apparaître çà et là devraient contribuer à une meilleure appréhension des enjeux, sans préjuger des contraintes que les différents contextes économiques, sociaux et historiques imposent nécessairement au choix des solutions pratiques.

Pierre PAPON

*Président Directeur Général
de l'IFREMER*

COLLABORATEURS

Claude ALZIEU	Centre IFREMER, B.P. 1049, 44037 NANTES CEDEX 01 (FRANCE)
Cédric BACHER	Station IFREMER, Mus du Loup, 17390 LA TREMBLADE (FRANCE)
Andrew BAKUN	Southwest Fisheries Center, NMFS/NOAA, P.O. Box 831, MONTEREY, California 93942 (USA)
Roland BILLARD	Muséum national d'Histoire naturelle, 43 rue Cuvier, 75231 PARIS CEDEX 05 (FRANCE)
Jean BOUCHER	Centre IFREMER, B.P. 1049, 44037 NANTES (FRANCE)
Niels DAAN	Netherlands Institute for Fishery Investigations, Postbus 68, 1970 AB - IJMUIDEN (PAYS-BAS)
Jean-Claude DAO	Centre IFREMER, B.P. 70, 29280 PLOUZANE (FRANCE)
Jean-Marc DESLOUS-PAOLI	Station IFREMER, Mus du Loup, 17390 LA TREMBLADE (FRANCE)
Jean-Louis DURAND	Station IFREMER, 8 rue François Toullec, 56100 LORIENT (FRANCE)
Henri FARRUGIO	Station IFREMER, 1 rue Jean Vilar, 34200 SETE (FRANCE)
Serge GARCIA	FAO, Via delle Terme di Caracalla, 00100 ROME (ITALIE)
John M. GATES	University of Rhode Island, 302 Lippitt Hall, KINGSTON, Rhode Island 02881 (USA)

Michael H. GLANTZ	National Center for Atmospheric Research, P.O. Box 3000, BOULDER, Colorado 80307 (USA)
Henri GRIZEL	Station IFREMER, B.P. 133, 17390 LA TREMBLADE (FRANCE)
Yves HARACHE	Centre IFREMER, B.P. 70, 29280 PLOUZANE (FRANCE)
Maurice HERAL	Station IFREMER, Mus du Loup, 17390 LA TREMBLADE (FRANCE)
Reuben LASKER †	Southwest Fisheries Center, NMFS/NOAA, LA JOLLA, California 92038 (USA)
Michel LEMOINE	Centre IFREMER, B.P. 699, 62200 BOULOGNE-SUR-MER (FRANCE)
Benoît MESNIL	Centre IFREMER, B.P. 1049, 44037 NANTES CEDEX 01 (FRANCE)
Edward MILES	University of Washington, Institute for Marine Studies, HF-05, 3707 Brooklyn Avenue N.E., SEATTLE, Washington 98195 (USA)
Marc L. MILLER	University of Washington, Institute for Marine Studies, HF-05, 3707 Brooklyn Avenue N.E., SEATTLE, Washington 98195 (USA)
Theodore PANAYOTOU	Harvard Institute for International Development, 1737 CAMBRIDGE, Massachusetts 02138 (USA)
Patrick PROUZET	INRA, B.P. 3, SAINT-PEE-sur-NIVELLE, 64310 ASCAIN (FRANCE)
Georges RAVOUX	Centre IFREMER, B.P. 1049, 44037 NANTES CEDEX 01 (FRANCE)
R. Bruce RETTIG	Oregon State University, CORVALLIS, Oregon 97331 (USA)

Brian J. ROTHSCHILD

University of Maryland, Box 38,
SALOMONS, Maryland 20688-0038 (USA)

Jean-Paul TROADEC

IFREMER, 66 avenue d'Iéna,
75116 PARIS (FRANCE)

Remerciements

Chacun sait les corrections répétées qu'exigent la préparation et la mise au point finale d'un manuscrit. Dans cette tâche, Madame Christine Hachin a toujours fait preuve de diligence, de méthode et de sérénité. Les traductions des chapitres originaux anglais sont dues à Madame Mary Delahaye. Mademoiselle Brigitte Milcendeau a vérifié les références bibliographiques. Monsieur Olivier Barbaroux a préparé l'iconographie photographique qui agrmente l'ouvrage : ses talents artistiques et sa connaissance du monde de la pêche contribuent à en rendre le contenu moins austère. Monsieur Louis Giboire a repris les graphiques pour en uniformiser la présentation. L'aide de toutes ces personnes m'a été extrêmement précieuse. Aussi est-ce avec plaisir que j'exprime à chacune d'elles ma gratitude et mes remerciements.

Jean-Paul Troadec



Photo 2. — Doris et chalutier industriel dans le port de Saint-Pierre à Saint-Pierre-et-Miquelon.
(Cliché O. Barbaroux – IFREMER).

A LA MEMOIRE DE REUBEN LASKER

A qui cet ouvrage est dédié pour les recherches d'avant-garde qu'il a conduites sur les mécanismes déterminant la variabilité des populations halieutiques.

Reuben Lasker nous a quitté le 12 mars 1988 à l'âge de 58 ans.

Né à Brooklyn, dans les faubourgs de New York, il est devenu l'un des chercheurs les plus brillants et les plus novateurs du National Marine Fisheries Service (USA). A sa mort, Reuben Lasker dirigeait la Division des ressources halieutiques côtières, au Southwest Fisheries Center (La Jolla, Californie) et était Professeur associé à la Scripps Institution of Oceanography. Il avait reçu, entre autres honneurs, la Silver Medal Award du Département de l'Intérieur, la Gold Medal Award du Département du Commerce et, du Gouvernement du Canada, la Huntsman Medal for Excellence in Biological Oceanography.

Il fit ses études à l'Université de Miami où il obtint les diplômes de Bachelor (*cum laude*) en 1950, et de Master en 1952. C'est à l'Université Stanford qu'il soutint, en 1956, sa thèse de Doctorat (Ph. D). Titulaire d'une bourse de la Rockefeller Foundation, il vint la même année à San Diego, à la Scripps Institution of Oceanography, où il fut affecté au Labor Faculty Fellowship. Il entra en 1958 au Bureau of Commercial Fisheries, appellation d'alors, où il entama une carrière entièrement consacrée à l'étude des échanges énergétiques entre les populations larvaires de poissons et la production de leurs proies.

S'appuyant sur la physiologie et l'océanographie biologique, ses travaux sur les phénomènes physiologiques et écologiques à l'origine de la survie des larves ont fait faire un pas décisif à la compréhension des processus physiques et biologiques qui déterminent le succès du recrutement des populations de poissons. L'hypothèse qu'il a formulée, selon laquelle la survie des larves d'anchois dépend des périodes de mauvais temps au cours desquelles les strates où sont concentrées leurs proies se désagrègent, a stimulé des travaux nombreux et fructueux de modélisation de ces phénomènes. Ceux-ci permettent maintenant de prédire avec succès le recrutement de certains stocks de clupéidés.

Au cours de sa brillante carrière, le Dr Lasker a donné une nouvelle impulsion aux publications du NMFS. En tant que responsable scientifique du Fishery Bulletin (1970-74), il a rehaussé le niveau de cette revue, créée il y a 80 ans, en veillant à amener la qualité scientifique des manuscrits au plus haut niveau. Sa réputation scientifique a attiré des articles remarquables de biologistes des pêches de tous les pays.

Reuben Lasker communiquait à ses collègues et aux chercheurs qui travaillaient sur le même thème partout dans le monde, l'enthousiasme et le dynamisme dont il faisait preuve dans tout ce qu'il entreprenait. Nombreux étaient les chercheurs et les étudiants à venir dans son laboratoire participer à ses recherches et aux débats d'idées que stimulaient sa perspicacité et son expérience. Sa vision scientifique a inspiré un grand nombre de biologistes des pêches qui se sont engagés sur les voies qu'il a ouvertes.

Reuben était une personne avec laquelle chacun aimait à être. Les jours paraissent plus fades maintenant que Reuben n'est plus parmi nous.

Izadore BARRETT

*Southwest Fisheries Center
La Jolla, California*

INTRODUCTION



Photo 3. — Caseyeurs au mouillage dans le port du Conquet en Bretagne (France).
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

1 - LES PECHES ET LES CULTURES MARINES

FACE A LA RARETE DE LA RESSOURCE

Jean-Paul Troadec

"La libre concurrence rend les meilleurs fonds de pêche équivalents aux plus pauvres".

J. Warming, 1911. Our grundrente of fiskegrunde.

"L'expansion ne peut plus se poursuivre très longtemps au rythme d'un doublement de la production tous les dix ans, comme celui qui a prévalu depuis la dernière guerre".

J.A Gulland, 1971. The fish resources of the oceans.

"Qui niera le rôle violent de l'histoire ?"

F. Braudel, 1987. Grammaire des civilisations.

Biologiste des pêches de l'ORSTOM, Jean-Paul Troadec a commencé à travailler sur la prospection et l'évaluation des ressources halieutiques du golfe de Guinée. En 1971, il rejoint le Département des pêches de la FAO où il assure le secrétariat scientifique de groupes de travail sur les statistiques, l'évaluation de stocks et l'aménagement des pêches de commissions halieutiques régionales (CGPM, COPACE, ...) et apporte un appui technique aux projets de développement que la FAO exécute en Afrique dans le domaine des pêches. S'intéressant aux conditions du développement de la pêche dans les pays du Tiers Monde, et à l'évolution des perspectives de son aménagement consécutivement à la pleine exploitation des ressources halieutiques mondiales, il dirige, à partir de 1978, le Service de planification du développement des pêches créé au sein du Département des pêches. De 1982 à 1984, il est Directeur de l'ISTPM (France), avant d'assurer, jusqu'en 1987, la Direction des ressources vivantes de l'IFREMER. Il dirige actuellement un projet, financé par les principales agences multi- et bi-latérales d'assistance technique, d'évaluation des besoins de recherche pour le progrès des pêches et de l'aquaculture dans les pays du Tiers Monde. J.-P. Troadec est titulaire d'un doctorat ès sciences de l'Université d'Aix-Marseille (France).

1. La crise

1.1. La pleine exploitation des ressources

Alors que depuis la Seconde Guerre mondiale, la production halieutique augmentait à un taux moyen supérieur à 6% par an -soit plus rapidement que la croissance démographique (2%) et la production agricole- la vitesse de croissance est tombée à moins de 2 % environ à partir de 1972⁽¹⁾ (fig. 1.1 et 1.2). Si elle a quelque peu remonté après 1984, ce fut grâce au redressement de certains stocks pélagiques, comme la sardine du Japon (fig. 4.1). Mais leurs fluctuations, positives ou négatives, sont vouées à se contrebalancer sur la longue période.

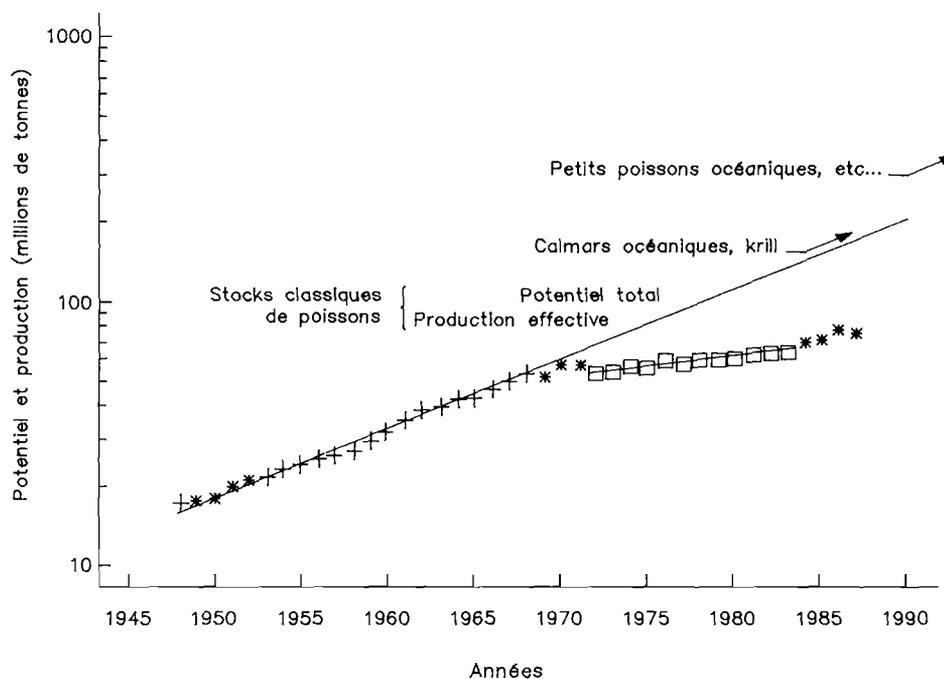


Figure 1.1 - Evaluation du potentiel halieutique mondial publiée en 1971 par J.A. Gulland, et évolution des captures marines (algues et mammifères marins exclus) depuis la dernière guerre mondiale.

Sources : The Fish Resources of the Oceans - Gulland 1971, et Annuaire statistique des pêches de la FAO - captures et quantités débarquées.

(1) Avec des décalages entre les régions et, au sein de celles-ci, entre certains groupes d'espèces (fig. 1.2).

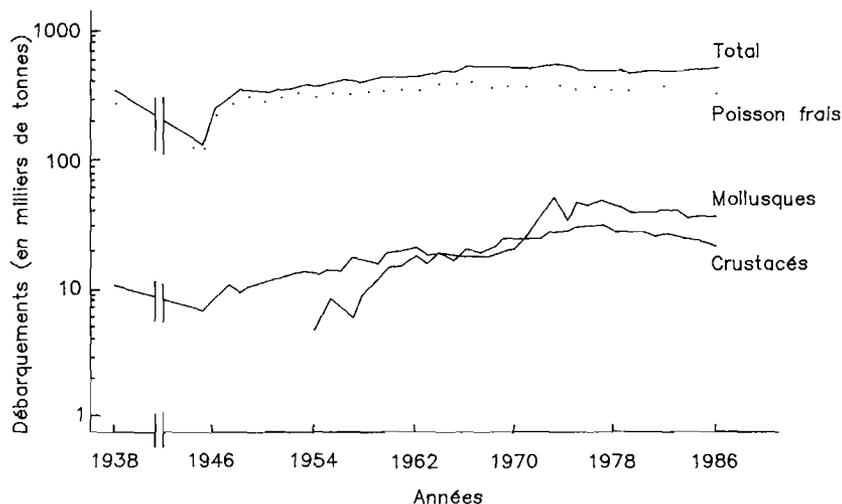


Figure 1.2 - Evolution des captures françaises (thon tropical exclus) depuis la Seconde Guerre mondiale.

Source : Statistiques des Pêches Maritimes ; Direction des Pêches Maritimes.

Ainsi, l'évolution de la production mondiale venait confirmer, plus rapidement que prévu, les perspectives déduites des évaluations du potentiel halieutique mondial réalisées à la fin des années 60. Celle publiée sous la direction de Gulland (1971), la plus solide par la masse de données utilisées et la qualité de l'analyse, estimait à 100 millions de tonnes le plafond théorique de production des ressources de poissons. Ce plafond doit être, en pratique, réduit d'environ un cinquième, car le même taux d'exploitation ne peut être appliqué à l'ensemble des stocks exploités simultanément par les mêmes flottilles. Certains sont nécessairement sous-exploités, alors que d'autres le sont trop. Il doit être aussi augmenté du potentiel, moindre ou mal apprécié, des stocks sauvages d'algues, de crustacés, de mollusques et de mammifères marins.

A l'époque, les implications de cette évaluation étaient clairement perçues : "Cependant, si le nombre de nouveaux stocks disponibles vient à s'épuiser, ... la fin relativement rapide de la période d'expansion et le début d'une période de variation faible de la production mondiale -avec une croissance annuelle peut-être inférieure à 1%- pourraient bien en résulter"... "Lorsque, dans des pêcheries portant sur des stocks particuliers, la production s'approchait du potentiel limité de capture, des crises se produisaient fréquemment. Mais leur sévérité était amortie par leur caractère localisé et la possibilité de redéployer la pêche vers d'autres zones et d'autres stocks. Une crise analogue affectant l'ensemble des pêcheries mondiales pourrait être rendue considérablement plus sérieuse par l'impossibilité de tels redéploiements" (Gulland 1971).

Pourtant, le monde de la pêche ne s'inquiétait pas outre mesure. Il escomptait que le relais pourrait être pris par des ressources nouvelles : calmars océaniques et krill antarctique d'abord, poissons mésopélagiques ensuite, etc. Gulland avançait que le taux d'expansion de la pêche mondiale pourrait peut-être se maintenir, sans fléchissement, jusqu'au doublement du plafond de 100 millions de tonnes, estimé avec une bonne certitude pour les ressources classiques. D'ailleurs, la production halieutique de l'océan ne représente-t-elle pas qu'une faible fraction de celle de l'ensemble de la vie océanique. La production primaire annuelle serait comprise entre 200 et 400 milliards de tonnes (Platt and Subba Rao 1975, tabl. 11.2). En supposant une moyenne de quatre niveaux trophiques ⁽¹⁾ et un rendement de 15% par transfert, on aboutit à une production annuelle comprise entre 100 et 200 millions de tonnes pour le niveau supérieur. Comme ce niveau n'est pas complètement exploitable, les deux estimations du potentiel halieutique aboutissent, en fait, à des conclusions du même ordre.

En fait, ces espoirs ne se vérifièrent pas. La production du krill antarctique, seule ressource nouvelle à donner lieu à une production significative, a tout juste atteint le demi million de tonnes dans les années 1979-1982 (fig. 1.3), alors que les estimations prudentes chiffrent son potentiel en dizaines de millions de tonnes, et les optimistes en centaines de millions. Face aux problèmes de traitement et de commercialisation, son exploitation ne paraît pas rentable en économie de marché (Sahrhage 1989). Ainsi, un fléchissement marqué se produisit dans le processus d'expansion. Il n'aurait pas dû surprendre, car le prolongement à l'identique de l'expansion passée était improbable compte tenu des caractéristiques différentes des ressources latentes : disponibilité plus faible des populations et taille en moyenne plus petite des organismes.

A peu près à la même époque, une série de pêcheries s'effondrèrent consécutivement au déclin brutal des stocks qui les supportaient. Le phénomène affecta plusieurs stocks pélagiques côtiers, comme ceux associés aux upwellings océaniques : pilchard d'Afrique du Sud (1965-66) et de Namibie (1970-71), anchois du Pérou (1972-73), sardinelle du golfe de Guinée (1973-74), tout comme les stocks de hareng de l'Atlantique (1968-69). D'autres ressources connurent le même sort : morue du Groenland (1968), églefin du banc Georges (1968) ou coquille Saint-Jacques de la rade de Brest (1964), pétoncle (1968-69) et coquille Saint-Jacques (1987) des perthuis charentais (France). Le phénomène pourtant n'était pas nouveau. Plusieurs populations de hareng des côtes scandinaves s'étaient déjà effondrées au cours du XIX^{ème} siècle (Devold 1963), tout comme les stocks de sardinelle des Indes dans les années 40, ceux de sardine du Japon et de la côte nord-ouest américaine dans les années 40 et 50 ou le stock de coquille Saint-Jacques de la baie de Mutsu (Japon) dans les années 30, 50, puis 60. Mais ces effondrements survenaient après une période d'expansion et

(1) Dans les grands upwellings mondiaux, d'où provient le tiers environ des prises mondiales, ainsi que dans les blooms printaniers des eaux tempérées, la chaîne est plus courte : elle ne comporte, en moyenne, que trois niveaux.

d'intensification rapides et universelles de la pêche. Ils convainquirent l'industrie et les administrations, sans doute mieux que les évaluations des biologistes, du caractère fini et vulnérable des ressources halieutiques. Ils sensibilisèrent en même temps ces derniers au risque, pour la productivité des stocks, d'une trop forte réduction par la pêche de la biomasse de reproducteurs.

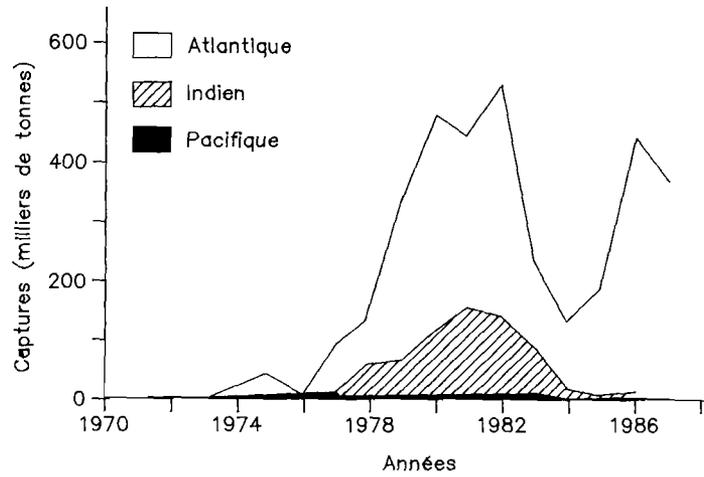


Figure 1.3 - Evolution de la production de krill antarctique et répartition par secteurs océaniques.

Source : Annuaires statistiques des pêches de la FAO - captures et quantités débarquées.

En 1973 et 1977, les deux chocs pétroliers affectèrent également sérieusement la rentabilité des armements. A cause de leurs effets immédiats, l'industrie y fut plus sensible qu'aux implications du caractère fini de la production des stocks halieutiques. Pourtant, l'impact des premiers s'est depuis effacé, alors que les difficultés structurelles créées par le second demeurent.

1.2. L'expansion géographique

Les crises n'étaient pourtant pas chose nouvelle dans la pêche. Pour ne citer qu'un exemple, elles frappèrent successivement la pêche sardinière bretonne en 1846, 1852, 1858, de 1870 à 1872, de 1880 à 1887, de 1902 à 1913, ... , se traduisant par des mouvements sociaux, parfois durs, en 1909, 1913, 1926-7, 1934-5, ... (Durand, en préparation). Mais, toujours, des solutions avaient été trouvées, non pas tant par la

réduction des causes structurelles, que par l'exploration d'opportunités nouvelles, sinon par des aides.

De façon générale, le développement de la pêche résultait d'un triple processus :

- intensification de la pêche des stocks traditionnels ;
- diversification, par l'exploitation et la commercialisation d'espèces présentes dans les zones de pêche traditionnelles, mais négligées jusqu'alors ;
- mise en valeur de stocks hauturiers, par extension géographique des opérations de pêche.

L'histoire de la pêche baleinière (Allen and Chapman 1977) fournit une des meilleures illustrations de cette dynamique caractérisée par une succession de booms et de crises, intervenant en fonction de la découverte et de la mise en exploitation de nouveaux stocks, dans des régions de plus en plus éloignées des centres initiaux de développement (Atlantique, puis Pacifique nord). Le processus était éventuellement facilité par l'apparition de nouveaux débouchés et l'acquisition de nouvelles techniques. Il n'en finissait pas moins par l'épuisement successif des stocks. Ce processus avait une longue histoire. Lorsque Jacques Cartier visita pour la première fois, en 1534, les côtes

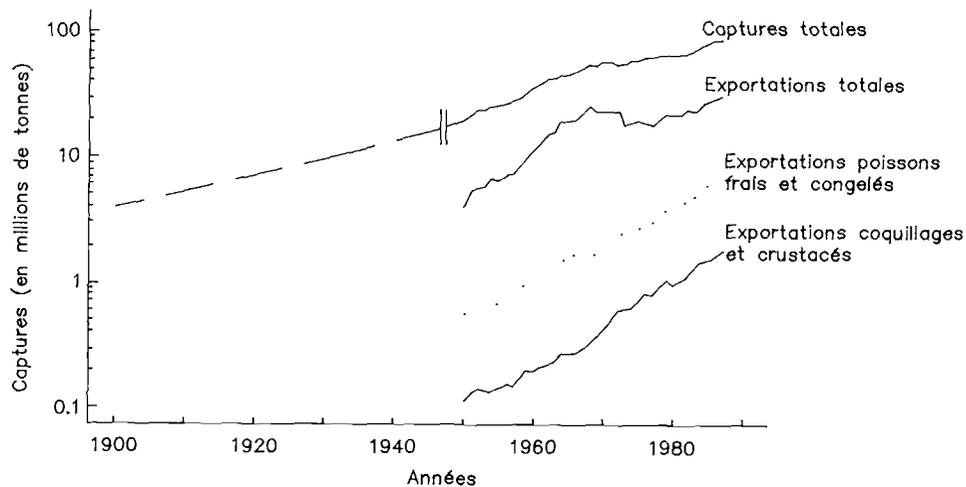


Figure 1.4 - Evolution du commerce international des produits de la mer par rapport à la production totale de la pêche et de l'aquaculture (mer et eaux continentales). La croissance est plus rapide pour les produits nobles.

Source : Annuaire statistique des pêches de la FAO - produits des pêches.

du Canada, des Basques, des Bretons, des Hollandais, des Normands, des Portugais, ... pêchaient déjà depuis trente ans la morue dans les parages de Terre-Neuve (Dickinson 1984). A la fin du siècle dernier, le développement de la grande pêche s'accéléra dans l'Atlantique et le Pacifique nord avec la Révolution industrielle. Il se poursuivit entre les deux guerres pour devenir universel après la Seconde Guerre mondiale (Trodec 1976), tant par son extension géographique que par le caractère international de la participation : successivement, le Japon, les pays de l'Europe de l'est et certains pays en développement (Chine-Formose, Corée, Cuba, Ghana, Thaïlande, ...) vinrent se joindre, après la Seconde Guerre mondiale, aux pays occidentaux dans l'exploitation des ressources hauturières. Simultanément, le négoce international des produits de la mer porta sur une part croissante de la production mondiale (fig. 1.4). Les trois décennies qui suivirent la Seconde Guerre mondiale furent ainsi dominées par l'universalisation de la stratégie d'expansion : le développement extrêmement rapide de l'activité des flottes de grande pêche, par rapport à celui des flottilles locales, en était la manifestation la plus évidente (fig. 1.5).

La pêche industrielle ne fut pas la seule à tirer profit des opportunités offertes par l'existence de stocks vierges en haute mer et/ou dans des régions éloignées. De tout temps, des communautés de pêcheurs s'étaient déplacées saisonnièrement le long des côtes en fonction des mouvements des concentrations de poissons. La pêche traditionnelle bretonne de grands crustacés fournit un exemple d'aventure presque aussi spectaculaire que celle de la pêche baleinière. A partir de la fin du siècle dernier, elle entra dans l'économie marchande en étendant progressivement son champ d'action à l'ensemble des côtes d'Europe occidentale -y compris de Méditerranée-, aux côtes nord-ouest africaines, aux Caraïbes, pour finir au Brésil et en Afrique australe (Cadoret *et al.* 1978). De même, en Afrique de l'Ouest par exemple, des colonies de pêcheurs ghanéens et sénégalais s'établirent un peu partout, le long de la côte, sur l'ensemble de la zone intertropicale.

A ceci près qu'elle impliqua des ensembles de pays plus dispersés, l'expansion géographique de la grande pêche peut être considérée comme le parallèle maritime de la dispersion des populations européennes dans le reste du monde. Cette émigration s'accompagna de l'appropriation de terres arables et de leur mise en valeur. Aujourd'hui, plus de la moitié de la population d'origine européenne vit hors d'Europe. "De 1875 à 1900, sont cédés à des colons 30 millions d'hectares de terres publiques en Argentine, 3 millions en Algérie, 1,4 million en Tunisie, un million au Maroc. En Rhodésie du Sud, 100 000 colons s'approprient 50 millions d'acres, soit le double de la surface aux mains des 1,6 million d'Africains" (Lepage 1985).

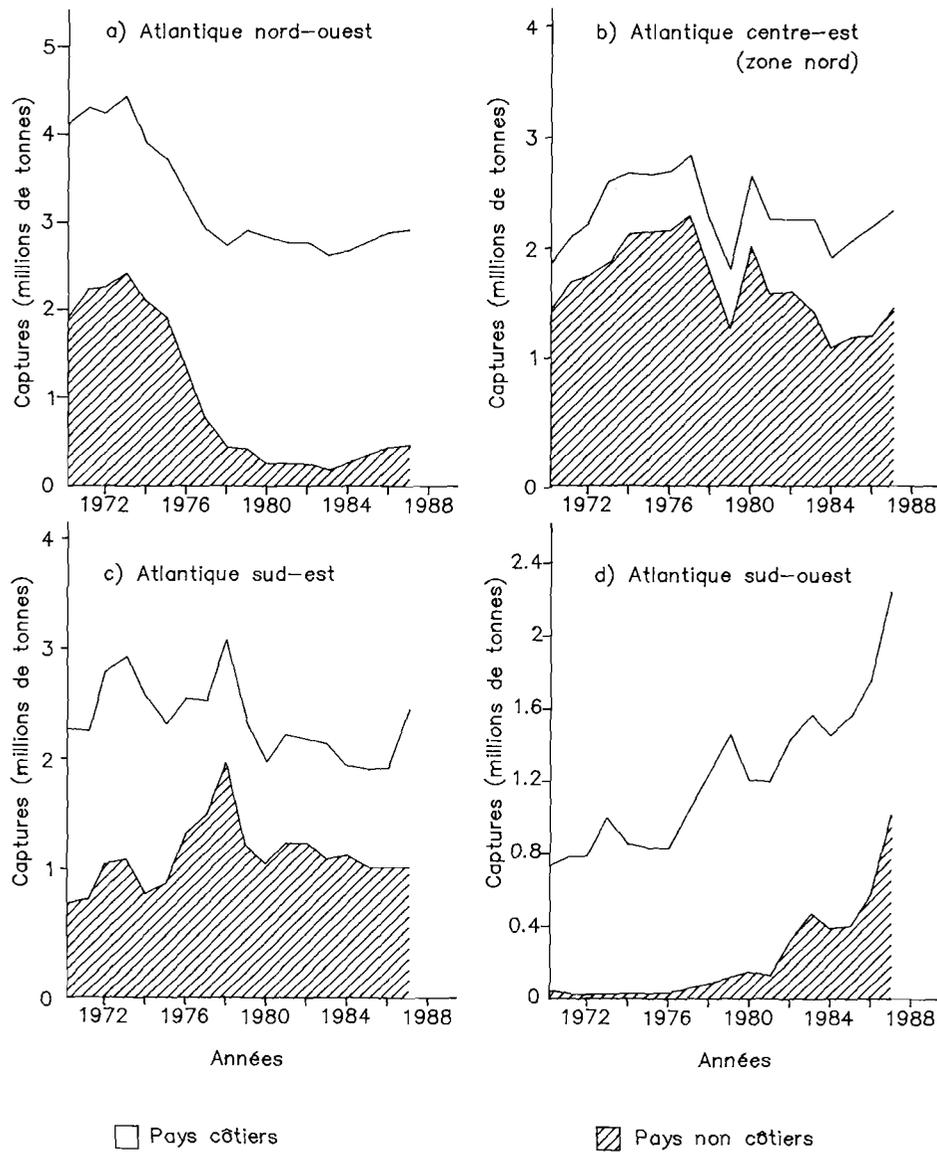


Figure 1.5 - Evolution de la production des pays côtiers et des flottes de grande pêche dans quelques régions de l'océan Atlantique. Le secteur nord de l'Atlantique centre-est (Gibraltar à 9°N) correspond à la zone la plus riche.
Source : Annuaire statistique des pêches de la FAO - captures et quantités débarquées.

1.3. Le nouveau Droit de la mer

Succédant à quelques initiatives prises en Amérique du Sud dans les années 50, un mouvement se dessina, dans les années 70, en faveur d'une extension des juridictions nationales sur la quasi-totalité des ressources halieutiques, à l'exception des baleines et des thonidés océaniques. Motivé par le déclin des rendements et les interactions entre flottes de grande pêche et flottilles locales, il fut justifié par les difficultés grandissantes que rencontraient les commissions halieutiques régionales à maîtriser l'augmentation du taux d'exploitation dans les pêcheries internationales. Bien que le nouveau Droit de la mer, approuvé en 1982, à la Conférence de Montego Bay (Jamaïque), ne soit pas formellement adopté, ses principes servent maintenant de références coutumières dans les négociations d'accords de pêche entre pays pêcheurs et pays riverains. Ils traduisent un bouleversement dans les critères de partage des ressources halieutiques : aux avantages tirés au cours de l'histoire de la compétition économique et du progrès technique, se sont *de facto* substitués des critères fondés sur l'espace et la distribution géographique des ressources. Simultanément a pris fin, au niveau international, le principe de liberté d'accès aux ressources halieutiques hauturières, affirmé quatre siècles plus tôt à l'époque des grandes découvertes ⁽¹⁾ : de *res nullius*, c'est-à-dire de ressources accessibles à tous parce que n'appartenant à personne, les ressources marines sont devenues *res communes*, c'est-à-dire des ressources dont les usagers peuvent être définis au niveau national.

1.4. Manifestations de la crise

Pourtant, ni ce changement de propriété, ni le transfert aux administrations nationales de la responsabilité de l'aménagement ⁽²⁾ des pêcheries hauturières ne se sont encore traduits par des progrès globalement significatifs dans l'usage efficace des ressources. Ils n'ont pas, non plus, diminué l'intérêt de la coopération entre pays disposant d'atouts complémentaires, pas plus qu'ils n'ont effacé les handicaps que leur sous-développement impose à de nombreux pays du Tiers Monde dans la promotion de leurs pêches. Presque partout, la pêche se caractérise par une incapacité à réguler l'effort de pêche et à contenir les investissements, même lorsque le bien-fondé de telles régulations est admis. Les effets de cette incapacité se manifestent par :

(1) C'est en 1609 qu'Hugo Grotius publia "Mare liberum".

(2) "Par développement, nous entendons une augmentation des entreprises et de la production qui implique des changements de structure. Par aménagement, nous entendons des changements structurels avec une croissance faible, voire nulle des quantités produites" (J. Weber in Meuriot 1986).

- le déclin excessif des rendements et, parfois, la baisse de la production totale d'une majorité de stocks d'importance commerciale ;
- l'effondrement imprévu, et mal compris, de stocks supportant des pêcheries majeures ;
- le mauvais état général des pêcheries, mesurable au niveau sectoriel par la dissipation de rentes économiques importantes et, à celui des entreprises, par la montée ou le montant des aides publiques ;
- la pauvreté courante, dans certains pays en développement, de communautés de pêcheurs artisans qui figurent parmi les groupes socio-professionnels les plus démunis ⁽¹⁾ ;
- la fréquence et, parfois, la gravité des conflits entre pêcheurs et, encore, entre nations pour le partage des ressources et des droits d'accès ;
- la mauvaise application générale des réglementations.

Simultanément, dans la conchyliculture et pour des pays comme la France où elle est très développée, des phénomènes de surcharge, se manifestant par une stagnation de la production en dépit (ou, mieux, à cause) de l'accroissement du cheptel et une dégradation des performances économiques des entreprises, apparaissaient (Héral *et al.* 1988). Ils montrent que le caractère fini de la production biologique marine et l'intérêt d'une régulation collective des cheptels ne sont pas particuliers à la pêche, mais constituent un trait commun de l'exploitation des ressources naturelles renouvelables. A la même époque des épizooties graves venaient décimer les cheptels de l'ostréiculture.

Depuis une décennie, sous l'effet d'une croissance un peu plus rapide, la production des pays en développement a légèrement dépassé celle des pays développés. Malgré ces progrès, les performances des programmes de promotion de la pêche dans les pays du Tiers Monde se révèlent globalement peu satisfaisantes. Comparativement à l'agriculture, les projets d'appui connaissent plus de déconvenues. Une réunion organisée par la Banque Mondiale, à laquelle participaient la plupart des agences d'aide multi- et bi-latérales, concluait, en 1986, que les prêts accordés de 1964 à 1981 dans le secteur des pêches avaient produit des taux de rendement interne régulièrement inférieurs aux prévisions (World Bank 1986).

(1) "Les pêcheurs ne sont pas riches bien que les ressources halieutiques de la mer figurent parmi les plus fertiles et les plus indestructibles que l'humanité ait à sa disposition" (Gordon 1954).

Simultanément, le commerce international des produits de la mer, qui a quadruplé au cours des années 70 (fig. 1.5), évoluait en profondeur. Sous l'effet de la croissance démographique et de l'accroissement des revenus, la demande pourrait augmenter de 2% par an d'ici la fin du siècle, soit d'une trentaine de millions de tonnes au total. L'évolution de l'offre est plus difficile à projeter, car elle dépend des progrès de l'aquaculture et de l'aménagement : la fourchette de l'estimation pour la même échéance va de 3 à 38 millions de tonnes. Mais, selon toutes probabilités, l'offre ne pourra satisfaire la demande. Le déficit qui s'ensuivra se traduira par un renchérissement des prix, surtout pour les espèces nobles (Robinson 1984). En même temps, les obstacles imposés au déploiement des flottilles de grande pêche par le nouveau Droit de la mer, et la croissance de la demande en produits nobles dans les pays riches, induisent des changements dans les circuits du négoce des produits de la mer. Les pays armant des flottilles de grande pêche disposent souvent de marchés intérieurs importants. Différentes formes de coopération entre pays pêcheurs à production nationale déficitaire, d'une part, et pays riverains disposant de ressources supérieures à leur demande intérieure effective, d'autre part, fournissent un moyen de rapprocher la demande et l'offre mondiales, tout en accroissant le flux d'échange au profit des pays riverains. Mais ces formes de coopération ne suffisent pas à réduire totalement les écarts qui demeurent dans la distribution géographique de l'offre et de la demande. Le volume du négoce international est destiné à croître encore, et les circuits commerciaux à se modifier (OCDE 1983). Aujourd'hui, le commerce international continue de progresser rapidement (+20% de 1986 à 1987).

1.5. Dégradation des écosystèmes littoraux

L'apparition de contraintes liées au caractère fini des ressources renouvelables ne se limite pas aux stocks halieutiques et aux cheptels coquilliers, elles affectent aussi l'environnement. Les zones littorales jouent dans la production et la reproduction des stocks halieutiques et cultivés un rôle essentiel. Au niveau mondial, les deux tiers de la production halieutique et aquacole proviendraient de stocks qui passent dans la zone de balancement des marées au moins les premiers stades de leur cycle de vie (Maltby 1986).

Aujourd'hui, le tiers de l'humanité vit dans les régions côtières où se concentrent également des industries, des agglomérations et des activités qui, comme le tourisme, ont connu ces dernières années une forte croissance. Les écosystèmes littoraux sont de ce fait soumis à des pressions accrues par les effluents et les effets secondaires des activités humaines. Les dégradations varient dans leurs manifestations et leur gravité en fonction des densités humaines, du développement industriel, des pratiques agricoles, des politiques de conservation de l'environnement, et de leur application. En se

cantonnant à la situation française et aux impacts chroniques, les dix dernières années ont été marquées par :

- la dégradation, par les effluents d'élevages porcins et d'agglomérations urbaines, de la qualité du milieu, au point de rendre problématique, dans certains bassins, le maintien des normes de salubrité imposées à la conchyliculture ;

- la multiplication apparente de phénomènes d'eaux colorées obligeant à suspendre localement et saisonnièrement la commercialisation des moules ;

- l'effondrement, pendant cinq années consécutives, de la production d'huîtres dans le bassin d'Arcachon, à la suite de l'emploi de peintures à base de sels organostanniques pour la protection des carènes de bateaux.

La conservation de la qualité des milieux littoraux constitue, à deux titres, un problème de complexité supérieure. D'abord, parce que les altérations sont susceptibles d'affecter tous les compartiments - physiques et biologiques - de l'écosystème, leur connaissance est plus difficile. Ensuite, la préservation de la qualité est analytiquement et institutionnellement plus compliquée du fait de la multiplicité des usages en jeu et de la non-coïncidence entre les bénéficiaires et ceux qui subissent les dommages de la pollution.

2. Les politiques de développement

2.1. La pêche

Traditionnellement, les puissances halieutiques ont privilégié la participation aux pêcheries hauturières. Cette politique leur permettait de concilier leur souci de maximisation de l'emploi et de maintien de la paix sociale (Meuriot 1986, pour la pêche française). L'aide à la construction en était l'instrument privilégié. Cette stratégie impliquait le maintien du régime de liberté d'accès et, donc, de la compétition ouverte pour les ressources. Ces objectifs n'étaient pas contradictoires tant que ces dernières étaient suffisantes pour permettre l'expansion. Ils devinrent incompatibles lorsque les ressources devinrent pleinement exploitées. La poursuite des investissements impliquait la dégradation continue, soit des ressources, soit des performances économiques du secteur : lorsqu'il fut admis, le besoin de conserver la ressource ne put être réalisé que par la réduction de l'efficacité de production des armements. Celle-ci prit la forme de

restrictions imposées aux puissances de pêche et à l'activité des navires. Il en résulta des déséquilibres économiques, qui ne purent être compensés que par des aides publiques. Les réglementations devinrent plus coûteuses pour la société, plus complexes, et de moins en moins bien appliquées (MacKenzie 1983).

A cause de son incapacité à participer à la course pour les ressources hauturières et, parfois, de relations moins directes avec les centres de décision, la pêche artisanale ne bénéficia pas initialement du même intérêt de la part des administrations. Ses techniques étaient considérées comme dépassées. Elle était comprise comme un mode d'exploitation destiné à disparaître au profit de la pêche industrielle, à laquelle elle pouvait fournir une main d'oeuvre amarinée. "On ne peut plus songer à industrialiser la flotte artisanale. Tout au plus, un compromis pourrait-il être trouvé en instituant, par exemple, des groupements coopératifs de pêcheurs" ⁽¹⁾. Pourtant, l'analyse des pêches artisanales montre que, dans le contexte français actuel par exemple, elles sont loin d'être démunies d'atouts : consommations intermédiaires moindres, valeurs ajoutées totales brute et nette supérieures, coût inférieur de remplacement du capital immobilisé, emplois directs plus élevés (Meuriot 1986). Au delà de ces atouts propres, le fait qu'elle n'ait pas "bénéficié" des mêmes aides publiques pourrait avoir aussi contribué à sa vitalité relative actuelle.

Initialement, la promotion de la pêche dans les pays en développement fut fortement influencée par le modèle d'expansion de la grande pêche dans les pays industrialisés à la fin du siècle dernier (Troader 1983). L'accroissement de la production pondérale était l'objectif prioritaire. Il était recherché par la mécanisation et l'octroi d'aides aux intrants. Cette politique privilégiait l'importation de techniques et la capitalisation. Dans certains pays, cette stratégie rencontra un contexte économique convenable. Par exemple, la pêche péruvienne de l'anchois s'est développée par transfert des méthodes de pêche et d'usines de traitement de la pêche californienne, devenues inutiles à la suite de l'effondrement du stock de sardine. Plusieurs pays d'Asie orientale (Chine -Formose, Corée, Cuba, Thaïlande, ...) réussirent, après la Seconde Guerre mondiale, à développer avec succès le secteur de leurs pêches, y compris hauturières. Ainsi, le Pérou et la Thaïlande décuplèrent leur production, en six ans pour le premier (1955-61), en dix ans pour le second (1960-70). Mais ces succès ne furent pas assurés. Ils furent suivis de l'effondrement de la pêcherie pondéralement la plus importante du monde et, dans le cas de la pêche thaïlandaise, d'une situation de surpêche sérieuse et de surinvestissement marqué, aggravée par la fermeture de certains de ses secteurs de pêche lointains.

Surtout, dans une majorité de pays en développement, les conditions diffèrent significativement de celles qui avaient permis, cent ans plus tôt, le développement de la grande pêche dans les pays industrialisés. Les capitaux -particulièrement les devises- y

(1) Secrétariat Général de la Marine Marchande, Paris, 1953.

sont rares, la main d'oeuvre abondante. La demande intérieure est fréquemment restreinte par la solvabilité moindre des consommateurs. Le faible développement des réseaux de transport et de la chaîne de froid peut freiner l'expansion des marchés intérieurs. Un manque d'expérience dans la gestion des entreprises et des capacités initialement moindres des administrations et des organismes de recherche peuvent entraîner d'autres contraintes. Enfin, beaucoup de pays eurent à se lancer dans l'exploitation de stocks déjà fortement réduits par la pêche hauturière étrangère. Ainsi, la Mauritanie, qui doit écouler l'essentiel de sa production à l'exportation, ne peut répercuter sur les cours mondiaux le surcoût entraîné par la réduction antérieure de ses ressources et les handicaps de son sous-développement technique et économique actuel (Doucet *et al.* 1981).

Dans ces pays, la pêche artisanale pâtit initialement du même désintérêt que celui signalé pour les pays industrialisés. Son poids économique et social est pourtant considérable : dans le monde, l'effectif des pêcheurs artisans serait de vingt fois supérieur à celui des marins employés dans la pêche industrielle ; sa production, de 24 millions de tonnes, est destinée pratiquement en totalité à la consommation humaine, le plus souvent locale ; les richesses créées retombent en quasi-totalité dans les économies nationales (Thomson 1980). Indéniables dans le contexte du sous-développement : coûts inférieurs en capitaux et en énergie, plus forte utilisation de main d'oeuvre, redistribution des richesses au profit de couches défavorisées des populations, ..., les atouts de la pêche artisanale passèrent d'abord inaperçus. Les aides par tonne débarquée dont elles bénéficiaient étaient souvent de plusieurs fois inférieures à celles accordées à la branche industrielle (par ex., Jarrold and Everett 1981 pour le Sénégal).

De façon générale, les administrations et les agences de développement voyaient la pêche comme une industrie d'extraction, dont la progression serait indépendante du taux de renouvellement de la ressource et ne résulterait que de l'accroissement des moyens de production, ou comme l'exploitation d'une ressource dont la productivité naturelle pourrait être, à l'image de ressources agricoles ou forestières, repoussée par la technique. Cette vision les conduisit à donner la priorité à la mécanisation, aux innovations techniques et aux aides à l'investissement. Elles accordaient moins d'attention aux contraintes exogènes imposées par la nature finie des ressources, la demande, le marché, les compétitions entre flottilles pour les mêmes ressources et les conditions générales du sous-développement. Elles étaient pourtant les seules, à la différence des entreprises et des communautés de pêcheurs artisans, à pouvoir intervenir sur ces facteurs. Ces conditions faisaient rarement l'objet d'analyses chiffrées, à partir desquelles des politiques objectives eussent pu être élaborées. Les déconvenues furent monnaie courante.

Même dans leur soutien direct à la production, les actions publiques se révélèrent fréquemment peu efficaces. Sur la côte d'Afrique, par exemple, les initiatives privées, nationales ou étrangères, obtinrent globalement de meilleurs résultats que les

armements d'Etat et les projets d'assistance technique, que ceux-ci fussent gouvernementaux ou exécutés par des agences d'aide bi- ou multi-latérale (Robinson sous presse). Toutefois, sous l'effet conjugué de constats d'échec, d'évaluations des performances des projets d'aide (Banque Mondiale 1986), comme d'analyses théoriques (par ex., Smith 1979) ou sectorielles (par ex., Doucet *et al.* 1981), les stratégies commencèrent à s'infléchir au cours des deux dernières décennies.

2.2. Les cultures marines

L'analyse des politiques de développement aquacole révèle des similarités avec celles précédemment esquissées pour la pêche. Certains arguments avancés pour justifier des politiques de promotion volontariste de l'aquaculture ne sont pas sans contradictions, tant entre eux que par rapport aux contextes économiques nationaux dans lesquels opère le secteur (Benguigui et Chave 1985, Benguigui *et al.* 1987, pour la France). Aux arguments fondés sur la limitation des ressources halieutiques sauvages et le déficit de la balance commerciale, s'est ajouté celui de fournir à la pêche, confrontée à la pénurie de nouvelles ressources, des alternatives d'emploi. Mais les pays avancés s'intéressent souvent aux formes intensives susceptibles de créer de la valeur ajoutée. Ces filières demandent relativement plus de capitaux et de techniques nouvelles que de main d'oeuvre. Indépendamment des compétences différentes qu'elles requièrent au moins initialement, elles ne peuvent répondre que de façon marginale aux soucis de promotion de l'emploi. Au niveau de la recherche, le corpus de connaissances et de capacités scientifiques qu'impliquait la domestication de nouvelles espèces, en vue d'un élevage totalement contrôlé, n'a pas toujours fait l'objet d'évaluations approfondies ; certaines stratégies de recherche en ont pâti.

Dans plusieurs pays, les administrations et les organismes publics de recherche et de développement se sont intéressés davantage aux nouvelles formes de production qu'aux modes traditionnels, alors que ces derniers, à l'image de la conchyliculture, utilisent plus de main d'oeuvre et que leurs performances économiques dépendent, pour ce qui est de l'intervention des pouvoirs publics, davantage de la conservation des milieux, de la gestion des cheptels, ou de la recherche pour la lutte contre les épizooties ou la diversification des espèces, que de la promotion directe de la production. L'exemple du développement de la conchyliculture française (Fauvel 1987, sous presse) montre que ses premiers développements sont à mettre au compte d'initiatives professionnelles, de la mise en place précoce d'un système de contrôle garantissant aux consommateurs la salubrité des produits, et d'un système de concessions (droits territoriaux d'usage). Les besoins de recherche ne se sont manifestés que plus tardivement (Bonnet et Troadec 1986).

Pour les pays en développement, la réduction du déficit alimentaire, l'insuffisance des ressources halieutiques (pays enclavés, fermeture des secteurs traditionnels de pêche hauturière), les effets induits sur l'économie, ... figuraient parmi les justifications avancées. La croissance était recherchée par le progrès technique et la formation. Pourtant, compte tenu de l'importance de la farine de poisson entrant dans la fabrication des aliments, et du coût des produits, il est improbable que les modes intensifs d'aquaculture (aquaculture de transformation) puissent combler le déficit mondial en produits de la mer ; ciblés sur des espèces chères, il ne pourra satisfaire les besoins spécifiques de la demande moins solvable des pays en développement (OCDE sous presse). Pourtant, les modes extensifs de production n'ont pas toujours bénéficié du même intérêt, alors qu'ils présentent plusieurs avantages pour les pays en développement : ils sont plus consommateurs de main d'oeuvre ; plus simples à mettre en oeuvre, leurs techniques sont plus facilement assimilables ; l'alimentation des cheptels étant d'origine naturelle (aquaculture de production), leur potentiel physique d'expansion n'est pas limité par la production de la pêche.

Plus généralement, ce n'est que tardivement que l'on s'intéressa aux contraintes externes des différents modes de production aquacole. Celles-ci sont pourtant évidentes au niveau des disparités qui séparent les productions et les taux de croissance de l'aquaculture dans les principales régions du monde. Ces écarts révèlent l'existence d'atouts et de contraintes, déterminants pour le progrès des aquacultures. Ainsi, le premier bilan mondial (Anon. 1987) est révélateur (tabl. 1) :

- de la forte prédominance des formes extensives, des systèmes dulçaquicoles et des modes artisanaux de production ;

- du poids des traditions et du savoir-faire accumulé : ainsi, l'écart entre les productions de l'Afrique et de l'Asie ne peut s'expliquer seulement par des différences dans les conditions naturelles ;

- d'une progression graduelle, allant du simple au complexe, par incréments assimilables par l'ensemble des filières de production.

Tableau 1 - Production aquacole mondiale (1983, en millions de tonnes ; source : Anon. 1987).

Algues	Crustacés	Mollusques	Poissons		
2,4	0,1	3,2	4,4		
Afrique	Amérique du nord	Amérique du sud	Asie	Europe et Proche Orient	Total
0,04	0,3	0,2	8,4	1,2	10,2

Comme pour la pêche, ces différents facteurs structurels font encore peu l'objet d'analyses stratégiques. Pourtant, la définition de politiques de développement et de recherche pertinentes en dépend.

3. Les dimensions de l'aménagement

3.1. L'apport de l'écologie et de la dynamique des populations

Dès le tournant du siècle, les effets immédiats de la pêche sur les populations exploitées furent compris pour la mer du Nord (Garstang 1900-03, Heincke 1913, Hjort 1914). La conceptualisation des observations conduisit, d'abord Baranov (1918), puis Graham (1935), à formuler une "théorie de la pêche". Cette théorie fut traduite en modèles analytiques au cours de la seconde moitié des années 50 (Schaefer 1954, Beverton and Holt 1957, Ricker 1958). Ainsi, un système de pensée et un jeu d'outils étaient disponibles pour évaluer le potentiel de production des stocks halieutiques et déterminer les conditions de maximisation des captures. C'était là "un progrès considérable qui fit beaucoup pour organiser et encadrer la pensée en matière de taux de mortalité et de croissance, de production, de recrutement et de stock, de rendement par recrue" (Rothschild 1986). Ces techniques furent appliquées avec succès, au cours des années 60 et 70, à l'évaluation du potentiel halieutique mondial.

La "théorie de la pêche" démontrait la nécessité, pour maximiser la production des populations de poissons, de réguler simultanément le taux global d'exploitation (effort de pêche) et l'âge de première capture. L'aménagement n'était alors conçu que sous le seul angle de la gestion de la ressource. Les évaluations portaient sur la seule phase exploitée de stocks considérés comme vivant isolément, et pouvant être exploités et évalués indépendamment les uns des autres. Elles étaient facilitées par l'hypothèse d'invariance moyenne de l'environnement et du recrutement.

On trouvera dans Cushing (1971-72) une histoire des commissions halieutiques régionales. Si leurs démarches respectives laissent apparaître quelques différences, elles ont globalement suivi un même fil conducteur. Il suffit de le rappeler ici brièvement. Initialement, ne furent considérées que des mesures en principe non distributives ⁽¹⁾ :

(1) En ce sens qu'elles s'appliquent indifféremment à tous les pêcheurs.

régulation du maillage et, accessoirement, des zones et des saisons de défens. Mais leur adoption, dans les pêcheries internationales comme nationales, et plus encore leur application, se révélèrent extrêmement lentes. Ainsi, les travaux de Heincke (1913) démontrant l'effet néfaste des captures de petites plies sur la production totale du stock ne furent suivis que 40 ans plus tard par l'adoption des premières régulations sur le maillage dans l'Atlantique nord-oriental, puis nord-occidental. Entre temps, l'état du stock de plie de la mer du Nord -et de bien d'autres espèces-, qui était surpêché depuis la fin du siècle dernier, avait eu le temps de s'aggraver et de s'améliorer deux fois, sous l'effet d'événements fortuits : les deux guerres mondiales. Trois quarts de siècle plus tard, l'application des réglementations sur le maillage n'est toujours pas résolue dans les pêcheries sur l'observation même desquelles la "théorie de la pêche" avait été bâtie. Ces lenteurs reflétaient l'existence de facteurs négligés dans les pratiques courantes de l'aménagement de la pêche. Ces attermoissements tiennent au fait que la régulation du maillage n'est distributive qu'en apparence. Dans une région donnée, les diverses flottilles, qui exploitent les différents stocks auxquels elles ont accès, ne jouissent pas des mêmes facultés pour modifier leurs schémas d'exploitation. De ce fait, elles ne sont pas affectées également par les coûts immédiats et les gains à long terme de mesures à première vue uniformes. En régime de compétition pour la ressource, l'acceptation de telles mesures par les différentes familles de pêcheurs ne peut être considérée comme acquise *a priori*.

La "théorie de la pêche" démontrait parallèlement la nécessité de contrôler simultanément l'effort pour une "gestion rationnelle" des stocks. A l'issue de la Seconde Guerre mondiale, la réduction considérable des flottilles de pêche et la reconstitution simultanée des stocks dans l'Atlantique nord offraient des conditions à première vue exceptionnelles pour limiter les armements. Une telle mesure fut bien proposée, en 1946, à la Conférence de Londres sur la surpêche. Elle n'en fut pas moins repoussée, comme le furent toujours par la suite les propositions similaires, tant que prévalut dans les pêcheries internationales le régime de libre accès aux ressources.

Le taux d'exploitation continuant de croître, la question de la limitation de la pêche ne put plus être différée lorsque les captures totales d'un nombre grandissant de stocks d'importance économique majeure commencèrent à plafonner ou à décliner. A de rares exceptions près, les propositions de limiter les capacités de capture furent, à chaque tentative, repoussées au sein des commissions halieutiques. Les pays les plus compétitifs n'étaient pas enclins à renoncer à l'avantage que leur conférait une efficacité supérieure. Les derniers arrivés, dont la part était encore modeste, n'avaient pas intérêt à accepter le gel des avantages acquis. Les pays riverains et les pays en développement faisaient valoir qu'ils avaient des droits particuliers. De façon plus générale, un grand nombre de pays ne participaient pas encore aux pêcheries internationales : ils restaient des candidats potentiels au partage de ressources déjà pleinement exploitées.

Initialement, la limitation de la pêche ne put donc se faire que par le contingentement des captures annuelles sur les stocks les plus affaiblis. Cette mesure permettait, théoriquement, de conserver les ressources. Toutefois, elle laissait entière la compétition entre flottilles. Pour assurer leur part, les pays étaient conduits à accroître encore les capacités de leurs flottes. Il en résulta que les mêmes quotas annuels furent capturés au terme de saisons de pêche de plus en plus courtes : les performances économiques des armements s'en trouvèrent dégradées d'autant. Devant ce paradoxe, les commissions furent conduites à répartir les quotas globaux en quotas nationaux. Mais ce type de mesure n'éliminait pas la compétition pour l'appropriation de la ressource entre armements nationaux, ni même, d'ailleurs, totalement entre pays. Les administrations nationales restaient enclines à soutenir leurs armements par des aides, quand ce n'était pas par des manipulations de leurs statistiques officielles de capture .

Quelques pays, comme le Canada pour sa pêcherie de saumon du Pacifique, et certaines commissions, comme celle du flétan du Pacifique nord-est, adoptèrent bien des systèmes de licences destinés à bloquer la taille des flottilles. Mais, sauf exception (Commission du phoque à fourrure des îles Pribiloff), ces mesures ne réussirent pas à contenir effectivement la compétition pour l'appropriation de la ressource. Les pêcheurs avaient toujours tendance à augmenter la puissance de pêche de leurs bateaux en jouant sur les caractéristiques non limitées de ces derniers (par ex., Meuriot *et al.* 1987, pour la flottille de chalutiers de Méditerranée française). La divergence entre la motivation individuelle et l'intérêt général demeurait.

Alors que les modèles d'évaluation avaient permis de comprendre, de quantifier et de prévoir, jusque là de façon tout à fait satisfaisante, l'évolution des stocks et des captures, les effondrements qui survinrent dans les années 70 ne furent pas prévus, même si leur éventualité avait été crainte. Ils ne furent pas mieux expliqués *a posteriori*. Ils mettaient en jeu d'autres mécanismes et d'autres processus que ceux qu'expliquait jusque là avec tant de bonheur la "théorie de la pêche". Les explications avancées avec la théorie de la surpêche par réduction du recrutement (Cushing 1971) étaient insuffisantes sur le plan opérationnel, comme elles l'apparurent rapidement sur le plan conceptuel. On réalisa progressivement que l'importance de l'effet de la variabilité des écosystèmes naturels sur la productivité des stocks exploités avait été jusque-là minorée et mal interprétée (par ex. Garcia 1983). Les théories et les modèles disponibles ne permettaient pas de déterminer quelle devait être la taille en dessous de laquelle les stocks de reproducteurs ne devaient pas descendre si l'on voulait minimiser le risque d'effondrement. La carence des concepts et des méthodes devint patente lorsque l'on réalisa, avec retard, que les stocks ne se reconstituaient pas nécessairement lorsque leur pêche était arrêtée et, observation plus troublante, lorsque les conditions d'environnement ne présentaient plus d'"anomalies" évidentes. La théorie n'expliquait pas mieux pourquoi certains stocks se reconstituaient.

"Les biologistes des pêches furent particulièrement malheureux dans les avis scientifiques qu'ils donnèrent... en matière de prévision des effondrements. L'histoire des pêcheries de sardine de Californie, de hareng atlantico-scandinave et de la mer du Nord ou d'anchois du Pérou compte parmi les pires échecs auxquels la science halieutique ait été associée... L'analyse de la dynamique démographique de ces stocks, suivant les méthodes classiques d'évaluation unispécifique, n'a pas permis de comprendre grand-chose... La production par recrue en fonction de la mortalité est une courbe dont le plateau supérieur ne manifeste aucun trait dramatique, et les effondrements ont été attribués à un échec du recrutement, ce qui, en soi, est une description d'évènements, plus qu'une explication. Pour une majorité de stocks, l'examen de la relation entre le recrutement et le stock parental a été peu concluant. Ce type d'analyse ne fournit pas encore une base à partir de laquelle des avis quantitatifs peuvent être donnés sur des pêcheries particulières" (FAO 1978).

3.2. La contribution de l'économie

Au cours des années 50, partant des modèles biologiques décrivant la réponse des stocks et des captures à l'intensification de leur pêche, les économistes explicitèrent les termes d'un usage économiquement efficace des ressources halieutiques. Ils redécouvraient ainsi, quarante plus tard, les déductions d'un précurseur, J. Warming (1911). Lorsque, notamment par suite du caractère limité des ressources naturelles, l'offre ne peut plus satisfaire la demande, un surprofit, une rente économique, apparaît dans la pêche (Gordon 1954). Celle-ci peut être élevée. Ainsi, en 1978, la rente potentielle de la pêche mauritanienne était estimée à plus du cinquième de la valeur brute des débarquements et à plus de cinq fois le montant des redevances que le pays recevait au titre de l'exploitation de ses ressources minières, alors la première industrie du pays (Doucet *et al.* 1981). Cette rente économique, comparable à la rente foncière en agriculture, s'ajoute aux plus-values que les entreprises tirent des gains de productivité obtenus de la qualité de leur gestion ou de l'adoption d'innovations techniques. Ce surprofit ne correspond, ni à un coût, ni à un accroissement de la production, mais à une élévation du prix des produits suscitée par l'insuffisance de l'offre par rapport à la demande. Il est déterminé par la différence entre le prix des produits et le coût de leur production (rente intramarginale). Pour paraphraser D. Ricardo, le poisson n'est pas cher parce que l'on fait éventuellement payer une redevance aux pêcheurs, une rente existe parce que le poisson est cher, et le poisson est cher parce que l'offre ne peut satisfaire la demande. Ce que démontre clairement la pêche où des rentes existaient, potentiellement, avant que le droit d'accès ne commence à se négocier. Au niveau d'une pêche, cette rente halieutique est maximale pour un taux d'exploitation inférieur à celui qui conduit au maximum de production pondérale (fig. 18.1a). Elle varie aussi d'une pêche à l'autre, selon la productivité de la ressource, la valeur des produits et le coût unitaire de leur production (rente intermarginale).

Des analyses similaires montrèrent que, toujours au niveau de la pêcherie, la maximisation des bénéfices sociaux dépend également du taux d'exploitation global (fig. 18.1b). Ce maximum est généralement obtenu pour un effort de pêche supérieur à celui du maximum économique et inférieur au maximum soutenu de production pondérale. Il n'existe aucune raison particulière pour que sa réalisation coïncide avec ce maximum de production pondérale (chapitre 18).

De façon plus générale, le développement des modèles bio-économiques a permis de quantifier les rapports entre les différents facteurs de production (ressource, capital, travail), comme entre production et consommation des produits. Ainsi, des outils efficaces permettent d'analyser les termes de l'allocation de ressources rares que constituent, avec les stocks halieutiques, le capital et la main d'oeuvre. La rente du propriétaire peut être distinguée de la plus-value des producteurs, comme de celle des consommateurs (Copes 1970).

Le premier résultat de ces travaux fut de remettre en cause le choix de la maximisation de la production, comme objectif unique de l'aménagement. Il aboutit en effet à une aberration économique, puisqu'il revient à considérer comme nuls les coûts de production, ce qui se traduit obligatoirement par des manques à gagner économiques et sociaux substantiels. Plus généralement, les analyses économiques montrent que la conservation des ressources n'est qu'une condition, et non une fin en soi, de l'aménagement des pêcheries. "L'aménagement des pêcheries est effectué pour le bénéfice de l'homme, et non du poisson ; en conséquence, l'impact des mesures d'aménagement sur les stocks de poissons ne peut être considéré comme bénéfique en soi" (Burkenroad 1952). "Le problème va au-delà des facteurs biologiques. La finalité d'une pêcherie est l'usage, par l'homme, d'une source de nourriture" (Gordon 1953).

Malheureusement, tant que subsiste le régime d'accès libre et gratuit aux ressources, les bénéfices économiques et sociaux sont voués à être gaspillés. Pour des niveaux modérés d'exploitation tels qu'on les observe au début de l'intensification de la pêche, les pêcheries peuvent produire des rentes élevées. Chaque armement est alors poussé à accroître ses capacités de capture pour en acquérir une part supérieure. Classiquement, les investissements se poursuivent jusqu'à la dissipation totale de la rente, par mobilisation de capitaux et de main d'oeuvre superflus. Un mauvais usage de ressources rares en résulte. Contrairement à ce qui passe dans l'agriculture, par exemple, où chaque paysan est maître du volume des équipements, de la main d'oeuvre, ... qu'il mobilise pour exploiter sa terre, la concurrence entre armements se double dans la pêche d'un terme additionnel : la compétition pour l'appropriation des ressources et de la rente. Cette compétition provient de la carence des institutions nécessaires pour limiter l'accès. Elle est à l'origine de la dynamique de surpêche. Elle entraîne que, pour chaque armement, le coût de production d'une même quantité de poisson ne dépend pas seulement de la qualité de sa gestion, de l'expérience de ses

équipages et des innovations plus productives à coût égal qu'il adopte. Il est aussi fonction du nombre et de la puissance de pêche des autres bateaux engagés dans la même pêcherie. En régime de libre accès, il n'a aucune prise sur ces variables, et tous les pêcheurs sont dans la même situation.

Pour fonctionner correctement, l'économie de marché suppose, entre autres, un contrôle adéquat, par chaque entreprise, des trois facteurs primaires de production que sont la ressource, le capital et la main d'oeuvre. En régime d'accès libre et gratuit, cette condition n'est pas remplie pour la ressource. L'exploitation reste commune. Ce constat conduisit les premiers analystes à imputer à la nature commune de l'exploitation, la "tragédie des communaux" (Hardin 1968), dont la pêche fournirait une des meilleures illustrations. Sans correction des imperfections spécifiques aux régimes actuels d'aménagement, l'économie capitaliste (y compris d'Etat), qui avait permis l'expansion irrésistible de la grande pêche, conduisit finalement au marasme économique et social des pêcheries.

Si le diagnostic expliquait les effets pervers des forces économiques et permettait de localiser la carence au niveau des institutions, il ne disait pas comment la dynamique de surpêche et de surinvestissement pouvait être maîtrisée. *A priori*, deux solutions sont envisageables pour renverser cette dynamique perverse :

- le transfert de la responsabilité de l'aménagement à une autorité unique, supposée capable de prendre les décisions indispensables à la limitation de l'accès, c'est-à-dire d'allocation aux usagers de droits d'exploitation, dans la limite de plafonds préalablement fixés ;

- l'adoption de mécanismes économiques capables de réaliser efficacement l'allocation de droits d'usage globalement et individuellement limités, de façon à faire mieux converger motivations individuelles et intérêt général ; pour cela, des structures restent nécessaires pour prendre en compte les dimensions collectives de l'optimisation économique et sociale des pêcheries ; à cause de l'extension géographique et de la fluidité des stocks aménageables séparément, ceux-ci ne peuvent pas être alloués directement aux usagers ; à la différence de la solution précédente, cette stratégie implique la participation directe des producteurs à l'analyse des termes de l'optimisation économique des pêcheries et aux décisions d'intérêt collectif.

Le dilemme entre une démarche hiérarchique et la méthode économique n'est pas nouveau. Au début du XVI^{ème} siècle, à l'extrême du courant qui s'opposait à la pénétration de l'Ordre marchand en Europe occidentale, T. More fut un des premiers à en tirer les conclusions politiques. Dans son ouvrage "Utopia", il décrit "une société où les biens seraient mis en communauté. Dans son île d'Utopie, le gouvernement planifie la production et la répartit gratuitement. La propriété privée est interdite, le travail obligatoire. Les maisons sans serrures changent d'occupants par tirage au sort tous les dix ans" (Attali, 1988).

En se ralliant au nouveau Droit de la mer, les administrations nationales penchèrent implicitement en faveur de la première solution. Leur "naturalisation" placeraient les pêcheries sous leur autorité, supposée capable de prendre les décisions d'allocation nécessaires à l'amélioration de l'état économique et social des pêcheries que les commissions halieutiques régionales n'avaient pu imposer.

3.3. L'éclairage de l'anthropologie sociale

A la même époque apparut, au sein de la communauté scientifique s'intéressant aux pêches, une curiosité nouvelle pour les aspects institutionnels de l'aménagement des ressources renouvelables. Les chercheurs halieutes réalisèrent qu'il existait déjà un capital latent de connaissances dans les travaux, à finalité non halieutique, sur les sociétés autochtones (indigènes, tribales, rurales, traditionnelles, artisanales, paysannes) et leurs systèmes coutumiers précapitalistes, précoloniaux et préindustriels. Tirant leur subsistance des écosystèmes naturels, ces sociétés avaient élaboré, par essais et erreurs successifs, des réponses aux problèmes particuliers que pose l'usage des ressources renouvelables. On trouvera dans McGoodwin (1984) une revue des travaux relatifs au domaine des pêches.

McGoodwin fait remarquer que la vision rousseauiste de communautés vivant en harmonie avec la nature n'est pas toujours exempte d'angélisme. L'arrivée, en Amérique du Nord, 9 500 ans avant J.C., de peuples de chasseurs entraîna le massacre et l'extermination, en moins de mille ans, de 30 genres de grands mammifères (Martin 1973). Tant que les densités humaines restaient faibles par rapport aux ressources disponibles, ni leur conservation, ni l'aménagement de leurs usages ne soulevaient de problèmes particuliers. C'est ainsi que, sur la base du temps qu'elles consacraient aux activités de cueillette et de chasse, on a pu parler de l'aisance des sociétés primitives (Marshall Sahlins 1974).

L'usage des ressources imposait la coopération. Des systèmes de coutumes et de règles s'élaborèrent. Elles évoluèrent avec la croissance démographique et la pression sur les ressources. Sous des expressions différentes, un certain nombre de solutions communes se retrouve dans les divers systèmes coutumiers :

- pluralisme des ressources et des usages : les communautés exploitent simultanément les différents écosystèmes disponibles dans un même espace ; avec leur propre mobilité, cette diversification leur permet de réduire les effets de la variabilité individuelle des différentes ressources ;

- coopération à l'apprentissage et partage de l'information et de l'incertitude, de façon à égaliser, au sein de chaque communauté, les chances d'accessibilité aux ressources ;
- cohésion interne, rendue nécessaire par l'interdépendance indispensable à la survie ;
- apparition de droits d'usage exclusif lorsque la pression sur les ressources devient forte ;
- contrôle de leur accès par l'exclusion sociale, parfois spatiale, des allochtones, sans que l'étendue géographique des territoires communaux corresponde à l'aire d'extension des ressources unitaires.

Le caractère commun des systèmes d'exploitation et d'aménagement résulte des modes de contrôle social nécessaires aux activités productives, plus qu'elle n'est imposée par les caractéristiques des ressources naturelles renouvelables, comme leur indivisibilité ou leur fluidité. Le contrôle de l'accès aux ressources passe par celui des individus (parenté, serfs, esclaves). La force des structures et des rapports sociaux au sein des systèmes coutumiers, comme le rôle qu'ils jouent dans les relations particulières entre la communauté et les ressources, en résultent :

"... la famille ne dispose normalement pas des ressources (cultures, pâturages, territoires de chasse et de pêche) de façon exclusive. Mais, à travers la possession par des groupes plus larges, ou d'autorités supérieures, par l'intermédiaire même d'une telle possession, la famille conserve la relation primaire avec la ressource productive. Lorsque les ressources ne sont pas divisées, le groupe jouit d'un accès sans entraves ; quand la terre est allouée, il dispose d'un droit sur une part convenable... La famille jouit de l'usufruit, *d'un droit d'usage*, ... Les producteurs déterminent quotidiennement comment la terre doit être utilisée. La priorité de l'appropriation et la disposition des produits leur reviennent... Tout ceci ne peut être ni dénié, ni réduit : le droit de la famille, en tant que membre du groupe propriétaire ou de la communauté, à exploiter directement et indépendamment pour ses besoins propres une part qui lui est due des ressources sociales" (Marshall Sahlins 1974).

Ainsi, les systèmes coutumiers réussissaient, par le contrôle social, à réguler l'accès aux ressources et, lorsque cela s'avérait nécessaire, à l'espace, et à définir et à faire appliquer des règles internes pour l'attribution des sites de chasse ou de pêche et le partage des produits. Ces préoccupations et ces performances contrastent avec celles de l'aménagement de la pêche tel qu'il est pratiqué aujourd'hui dans le monde occidental. Ces systèmes apportaient des solutions fonctionnelles aux problèmes suscités par la compétition pour l'accès aux ressources, sur lesquels butent nos régimes ;

ils ne se préoccupaient pas outre-mesure de la conservation des ressources à laquelle nous consacrons aujourd'hui une si grande part de nos moyens et de nos talents.

Les performances de ces systèmes traditionnels expliquent leur capacité à survivre, même illégalement, après que des systèmes externes d'aménagement, contrôlés par des administrations centrales, leur aient été substitués. "La tenacité des institutions traditionnelles ne peut s'expliquer simplement comme la manifestation de leur caractère rétrograde et irrationnel" (Runge 1986).

Pourtant, ces systèmes tombent partout en désuétude. Parce que l'aménagement par les producteurs eux-mêmes reposait sur des droits d'usage réservés, ces derniers étaient incompatibles avec le principe de liberté d'accès nécessaire à l'expansion géographique de la pêche. Aussi ne furent-ils qu'exceptionnellement entérinés. "La principale difficulté avec l'orientation occidentale est la notion universelle que les ressources halieutiques constituent une propriété commune, possédée à la fois par personne et par chacun. Cette notion est en opposition complète avec les concepts traditionnels d'aménagement dans de nombreuses parties du monde et sert seulement à obscurcir la réalité de la tenure et des ententes de propriété de nombreuses communautés de pêcheurs artisanaux. En conséquence, le caractère inévitable de la "tragédie des communaux" était virtuellement l'explication indiscutée du comportement social compétitif des pêcheurs et de la surpêche, une hypothèse naïve et dangereuse, quelle que soit l'aune à laquelle on la mesure" (Ruddle 1984). Ne découlant pas de la nature des ressources, puisque celle-ci est identique, le contraste entre les deux stratégies a nécessairement une autre origine : il reflète un conflit, concentré au niveau des ressources littorales, entre usagers indigènes traditionnels et nouveaux usagers allochtones et, au-delà, entre deux logiques économiques et sociales.

L'histoire des prud'homies, en Méditerranée française (Féral 1986), illustre ce conflit et en montre l'universalité. Apparues il y a dix siècles sous l'Ancien Régime, les prud'homies ont vu leurs compétences légalisées par décret en 1856. Leurs responsabilités portaient sur l'allocation des sites de pêche, la cohabitation des métiers et le règlement des litiges, au sein de leur espace de compétence. Elles les exerçaient par l'application de règlements particuliers "à ceux qui ne se conformeraient pas aux règles et aux usages pour le partage de la mer" (art. 56). Il s'agit, donc, d'un aménagement décentralisé, exercé par les producteurs, en collaboration avec l'administration, et portant sur des couples métier/espace plus que sur la ressource. "La notion d'affaire prud'homale correspond à l'existence d'une population professionnelle exerçant son *art* sur une circonscription *territoriale* " (Féral 1986, non souligné dans l'original).

L'auteur décrit les étapes par lesquelles l'autorité de tutelle a progressivement réduit les prérogatives des prud'homies (espace, types de pêche, pouvoirs économiques

et juridiques), à l'encontre des dispositions prévues dans leur décret de création. Il en analyse ensuite les raisons. "Ce qui n'est pas possible, par contre, c'est, comme le fait l'autorité de tutelle, d'exiger que les règlements ne portent en aucun cas atteinte au principe de liberté des pêches. Cette position réduit à néant le pouvoir de justice des prud'homies qui, par définition, porte atteinte à cette liberté". "... derrière un débat relevant en apparence du plus pur raisonnement juridique, se cachent toujours d'autres enjeux. Il s'agissait du pouvoir central contre le pouvoir local, de l'économie libérale appliquée aux pêches contre l'économie artisanale contrôlée par la corporation".

Cette histoire se teinte d'amertume si l'on considère que la Méditerranée figure parmi les mers où les pêcheries internationales ont connu un développement des plus modestes, et que la prévention du chalutage dans la bande côtière des trois milles et la cohabitation entre cette activité et les petits métiers posent actuellement des problèmes qui ne paraissent pas en voie d'être résolus.

La pêche japonaise fournit l'image inverse du jeu des mêmes forces. Les systèmes qui y furent élaborés au cours des siècles par les communautés de pêcheurs côtiers ont été entérinés au début du XXème siècle et consolidés par la suite. La loi confère à ces derniers, organisés en coopératives de villages, des droits de quasi-propriété sur l'espace et les ressources vivantes côtières et les charge, en collaboration avec les administrations locales, préfectorales et nationales, de l'aménagement courant des pêches et des cultures marines (Asada *et al.* 1983, Ruddle 1987). La conservation des ressources ne constitue pas une préoccupation majeure (Larkin, sous presse). L'évolution divergente de deux systèmes au départ comparables pourrait provenir du fait que le Japon ne s'est engagé activement dans la grande pêche qu'après la Seconde Guerre mondiale, alors que son système d'aménagement côtier était déjà légalisé et opérationnel. D'ailleurs, la grande pêche japonaise fut administrée selon des concepts largement inspirés de ceux qui régissent la pêche côtière (Asada 1973).

Mais, au delà des dispositions adoptées, le contraste entre les deux logiques économiques et sociales relevé par Féral demeure. L'économie des systèmes coutumiers, précapitalistes, précoloniaux et préindustriels repose sur une stratégie d'intégration verticale : des communautés exploitent, de façon collective et non spécialisée, les différentes ressources présentes au sein de l'espace qu'elles occupent ; la stabilité est un objectif premier ; la cohésion interne y contribue ; l'équité en est à la fois une finalité et une condition (Leviel 1986). En revanche, le développement de l'économie de marché repose sur une stratégie d'intégration horizontale, par la promotion des échanges marchands et pour la recherche du profit. Elle sous-entend la spécialisation, la motivation et la responsabilisation des individus ⁽¹⁾.

(1) " Depuis Locke, on sait que propriété et démocratie sont deux concepts inséparables" (Attali 1988).

Ainsi, l'opposition, dans la pêche, des deux logiques précapitaliste et capitaliste apparaît comme une manifestation particulière de la diffusion de l'économie marchande au sein des activités et des structures sociales préexistantes. "Tout ce qui reste en dehors du marché n'a qu'une valeur d'usage, tout ce qui en franchit la porte étroite acquiert une valeur d'échange. Selon qu'il est d'un côté ou de l'autre du marché élémentaire, l'individu, l'"agent" est ou n'est pas inclus dans l'échange, dans ce que j'ai appelé la vie économique pour l'opposer à la vie matérielle" (Braudel 1976). Face à la rareté de la ressource, le progrès de la pêche et des cultures marines se pose moins en termes d'opposition des deux logiques, que de sélection, sur la base de l'analyse des opportunités et des contraintes structurelles, de formules susceptibles de contribuer à un usage plus efficace des écosystèmes naturels, compatible avec une distribution équitable des richesses. L'application d'une logique capitaliste, réduite à l'extraction et à la commercialisation des produits, mais sans marché pour l'allocation des ressources, ne satisfait ni ce besoin, ni cette opportunité. Parallèlement, les systèmes élaborés par les sociétés plus anciennes ne peuvent résister à la pénétration de l'économie marchande. Leur fonctionnement repose sur des structures et des rapports sociaux autres que les mécanismes économiques et le droit qui sous-tendent l'économie marchande. L'analyse de ces différents systèmes, par référence aux éléments du problème que pose l'aménagement des usages des écosystèmes exploités, devrait contribuer à l'identification de principes d'organisation capables de mieux maîtriser les dimensions non réductibles à l'action des entreprises, tout en étant conscient que les mêmes modes d'allocation et de régulation ne peuvent être également efficaces et équitables dans tous les contextes.

4. Limitations des pratiques courantes de l'aménagement

4.1. Evolution de la demande en analyses

Tel qu'il est couramment pratiqué aujourd'hui dans le monde occidental, l'aménagement repose sur une équivoque. Les méthodes d'évaluation permettaient d'estimer à la fois le potentiel de capture de nouvelles ressources et les conditions de leur conservation. Pendant les trois décennies qui suivirent la Seconde Guerre mondiale, la demande en matière de recherche a surtout porté sur l'estimation de ressources latentes ou sous-exploitées. Ces évaluations permettaient de planifier les investissements. La demande émanait de la branche industrielle, relayée par les administrations nationales et les agences de développement soucieuses d'entretenir l'expansion. Le caractère initialement sélectif de la pêche allait dans le sens d'évaluations conduites espèce par espèce. Aux niveaux modérés d'exploitation qui prévalaient initialement, les relations trophiques entre espèces, les interactions

techniques résultant de la capture simultanée de plusieurs espèces par les mêmes engins, ou la variabilité naturelle des stocks revêtaient une importance secondaire. Par exemple, les effets de la variabilité du recrutement étaient amortis par l'existence d'une biomasse accumulée. La tactique de la pêche alternée ("pulse fishing" ⁽¹⁾), privilégiée dans la grande pêche des pays de l'Europe de l'Est, et qui reposait sur la mobilité spatiale des flottilles, permettait, en jouant avec l'espace, de minimiser le jeu du temps. Cette faculté de jouer avec l'espace réduisait aussi les conséquences des relations ressources/flottilles. C'est à cette époque que les méthodes de prospection par chalutage et acoustique (détermination de la biomasse et estimation, à partir de celle-ci, du potentiel de capture) se développèrent.

La nature de cette demande explique le poids que prit alors la biologie des pêches et l'approche unispécifique des évaluations, comme la sous-estimation, dans les programmes de recherche, du rôle de la variabilité et de l'environnement dans la productivité des stocks. Si les biologistes des pêches étaient conscients de ces phénomènes et de la nécessité de la conservation des ressources, l'industrie, les administrations nationales et les agences de développement, désireuses de prolonger l'expansion, se montraient peu sensibles aux préoccupations des premiers. De leur côté, ceux-ci étaient surtout concernés par les implications de l'augmentation non maîtrisée du taux d'exploitation : la pêche leur paraissait comme *le facteur* déterminant l'abondance des stocks.

Avec l'intensification de la pêche et le nouveau Droit de la mer, qui a eu pour effet de limiter la liberté de redéploiement, l'intérêt pour une optimisation des équilibres entre capacités de capture, ressources et production, par ensembles géographiquement circonscrits de ressources et de flottilles a émergé. Cependant, globalement, les implications de la sédentarisation de la pêche ne sont encore sensibles qu'au niveau international. Les pays qui ont décidé d'optimiser les relations quantitatives entre ensembles de flottilles et de ressources restent encore l'exception. Partout ailleurs, la liberté d'accès ne permet pas d'agir sur la distribution des opérations des différentes flottilles. L'indépendance spatiale et temporelle des ensembles de bateaux et de ressources qui demeure, contrecarre l'analyse des termes de l'optimisation économique et sociale des pêcheries. D'ailleurs, les systèmes statistiques ne distinguent pas encore de façon systématique les captures et les efforts par types de pêche ou par flottilles ; les productions halieutiques et aquacoles ne sont même pas toujours distinguées dans les statistiques nationales.

(1) "Auparavant les nations pêchaient pour des espèces particulières et leur effort était directement lié à des marchés établis. L'URSS adopta une démarche différente en matière de commercialisation ; elle fut capable de diriger ses flottilles vers n'importe quel stock pour lequel un potentiel appréciable avait été déterminé. Cette tactique donna lieu à ce qu'on appela la pêche alternée : les flottilles concentraient leurs opérations sur des ressources particulières jusqu'à ce que les stocks soient réduits à des niveaux très bas" (Regier and MacCracken 1976).

Devant les difficultés techniques et politique (biais dans les déclarations statistiques) rencontrées pour mesurer l'effort de pêche, les chercheurs furent conduits à mettre au point des méthodes de suivi des ressources ne nécessitant pas de données sur l'exploitation : analyse de cohortes, estimation du prérecrutement et suivi des biomasses par prospections de navires de recherche. Dans l'espoir de contourner les raisons qui poussaient les pêcheurs et les administrations à faire de fausses déclarations, certains chercheurs préconisèrent de constituer des bases scientifiques de données, distinctes des systèmes statistiques officiels établis pour les besoins de l'aménagement, oubliant que l'évaluation des stocks est justifiée par l'aménagement des pêches et que toute action d'aménagement des pêcheries, justifiée par l'état des ressources, suppose la connaissance d'une relation au moins entre les premières et les secondes. Cette évolution a contribué à creuser un hiatus entre suivi des ressources et aménagement des pêcheries. Ainsi, la chaîne des relations entre mortalité par pêche, effort et coût d'exploitation, qui conditionne les analyses d'optimisation économique des pêcheries, est interrompue. Les analyses sont cantonnées au suivi des ressources. L'aménagement est réduit à leur conservation.

Cette situation remet en question des présupposés relatifs aux variables de choix. Classiquement, la "théorie de la pêche" postule que l'optimisation économique et sociale des pêcheries s'effectue par l'intermédiaire de l'effort de pêche et, accessoirement, de l'âge de première capture. Si, en régime de liberté d'accès, il est facile d'agir sur l'effort pendant l'expansion, cette possibilité est rien moins qu'assurée lorsque les stocks sont pleinement exploités ; on a vu qu'il en était de même du maillage dans les pêcheries composites. Pourtant le suivi courant des ressources reste fondé sur ce présupposé.

Les analyses économiques sont affectées de la même façon. Celles qui ont pu être conduites présentent une grande valeur didactique. Elles chiffrent les pertes occasionnées à l'Etat et à la société par la liberté d'accès. Mais, sans garantie d'accès, les pêcheurs ne peuvent guère y voir plus qu'un intérêt théorique. Ils peuvent craindre que les administrations ne se servent de leurs conclusions pour modifier à leurs dépens le *statu quo*, soit par réduction générale ou localisée des capacités de capture, soit par diminution des aides. Sans schémas de compensation, leur attitude ne peut que rester réservée. Ainsi, l'optimisation économique des pêcheries paraît dépendre de l'octroi de garanties sur l'accès futur aux ressources. La persistance des conflits entre flottilles nationales fournit une évidence directe qu'il sera très difficile d'améliorer l'état des pêcheries tant que prévaudra le régime de libre accès.

Cette situation est susceptible d'avoir des conséquences plus sérieuses dans la pêche artisanale. Dans beaucoup de pêcheries, qu'elles soient industrielles ou artisanales, il existe une dissymétrie marquée entre l'entrée et la sortie de la main d'oeuvre et du capital. L'accès libre et gratuit facilite l'entrée et, cela, particulièrement dans la petite pêche où les besoins en capital sont moindres. Lorsque, par suite de

fluctuations de variables biologiques et économiques ou de l'adoption de nouvelles réglementations, la rentabilité de la pêche devient négative, les pêcheurs peuvent rencontrer de sérieuses difficultés pour changer de pêcherie ou pour se reconvertir. Ils ont l'expérience de certains types de pêche, auxquels leurs bateaux sont adaptés. Dans une pêcherie en crise, les bateaux peuvent être difficiles à revendre ; les pêcheurs ne peuvent réaliser leur capital dont dépend souvent leur capacité à changer d'activité. La contribution des pêcheurs à la formation du capital peut, dans la pêche artisanale, leur faire accepter des revenus sensiblement inférieurs à leur coût d'opportunité (ou montant des revenus qu'ils peuvent escompter d'activités comparables). Ils font partie de communautés qu'ils peuvent répugner à quitter. Les investissements réalisés en périodes fastes aggravent encore la surpêche en période de crise. La conjugaison de cette variabilité et de la dissymétrie entre l'entrée et la sortie peut entraîner des effets de cliquet désastreux sur les plans économique et social (par ex., Meuriot et Foucher 1988, pour la pêcherie de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc).

Ainsi, la demande pour les évaluations de stocks, qui était forte pendant la phase d'expansion, s'est réduite avec la pleine exploitation. Elle se maintient par la crainte de voir certains stocks subir des déclinis irréversibles dont, incidemment, la recherche institutionnelle se préoccupe encore peu de comprendre la dynamique, et par le souci des administrations de disposer de critères factuels, sinon pertinents, pour justifier ses décisions d'allocation.

4.2. Limitations de l'approche actuelle de l'aménagement

Dans ces conditions, l'aménagement ne peut que partir de l'évaluation des ressources pour définir les termes de leur conservation, évaluer ensuite (mais ceci reste l'exception) l'intérêt économique et social des différents équilibres envisageables, pour finalement considérer les modalités de régulation. L'administration est supposée prendre et appliquer des décisions visant à limiter l'entrée par référence à un plafond global préalablement fixé sur des critères essentiellement biologiques.

Cette séquence conduit à un aménagement centralisé, qui laisse largement les producteurs en dehors de l'analyse des enjeux économiques et sociaux et des prises de décisions, pourtant essentielles pour leur activité. Il est nécessairement coercitif et ne peut prendre en compte les spécificités des différentes pêcheries, car ces dernières ne sont pas explicitement individualisées. Cette approche aboutit à multiplier artificiellement les difficultés :

- la conservation des ressources est rendue plus difficile parce que les producteurs ne peuvent prendre en compte les termes de l'optimisation économique et

sociale des pêcheries ; la divergence entre ces termes et leur motivation individuelle dans un contexte de compétition ouverte conduit à des taux d'exploitation supérieurs à ceux correspondants à cette optimisation, accroissant ainsi artificiellement la tâche de conservation ;

- les conclusions des analyses économiques et sociales peuvent difficilement être considérées par des exploitants opérant dans un contexte de compétition ouverte ; en outre, les analyses impliquent la collection, par des organismes publics, d'une masse de données, difficiles à obtenir dans un régime conjuguant compétition ouverte pour la ressource et régulation externe et coercitive ; ces dernières restent finalement imparfaitement valorisées ;

- les décisions sont d'autant plus difficiles à prendre qu'elles portent sur des pêcheries déjà en mauvais état économique et que les systèmes d'aménagement ne prévoient généralement pas de mesures de compensation pour ceux qui seraient lésés par des mesures globalement bénéfiques ; c'est pourquoi, elles doivent souvent se limiter aux aspects conjoncturels, alors que les problèmes sont avant tout structureaux ; il en résulte qu'elles sont souvent prises trop tardivement, et restent contestées ;

- dans ces conditions, leur application représente une tâche colossale, aux résultats décevants, ce que les administrations elles-mêmes reconnaissent : "L'interdiction de chalutage dans les eaux territoriales a subi un si grand nombre de dérogations que la règle de l'interdiction est devenue l'exception" ⁽¹⁾.

Parce qu'elle ne part pas des facteurs qui en sont à l'origine - à savoir l'absence de droits d'usage, l'insuffisance des mécanismes d'allocation et la compétition pour l'appropriation de la rente - l'aménagement réduit à la seule satisfaction de critères biologiques ne peut contenir la dynamique de surpêche. Ceux-ci sont insuffisants pour déterminer un plafond convenable du taux d'exploitation. En effet, la baisse de la production totale se produit le plus souvent à des niveaux d'effort supérieurs à ceux auxquels la plupart des objectifs économiques et sociaux sont réalisés. Les risques d'effondrement n'apparaissent qu'à des niveaux encore supérieurs, impossibles à anticiper avant qu'ils ne soient atteints, avec les connaissances disponibles. Parce qu'elle ne porte pas sur les causes de la surpêche, cette approche est vouée à l'échec, du moins si l'objectif est l'amélioration de la santé économique et sociale du secteur. Dans ces conditions, l'aménagement "ressemblerait plutôt à (l'influence) d'un médecin qui, ayant pris la maladie pour la bonne santé, rendrait infailliblement malade ses patients" (Fabra 1979).

(1) Direction des pêches maritimes, 1963 - Projet de réglementation du chalutage côtier. In La Pêche Maritime, nov. 1963.

Cette situation est parfois imputée à l'attitude ou à l'incompréhension de tel ou tel ensemble de partenaires. Ainsi, les pêcheurs sont fréquemment taxés d'individualisme et d'opportunisme. L'observation des communautés rurales a montré qu'elles se caractérisent au contraire par leur cohésion, leurs règles de régulation interne et leur souci de stabilité. En réalité, l'opportunisme est l'attitude qui convient dans un univers incertain et les insuffisances actuelles de l'aménagement rendent l'univers des pêcheurs à la fois plus difficile et plus imprévisible. De leur côté, les pêcheurs peuvent voir dans l'administration et la recherche publiques des sources supplémentaires et exogènes d'incertitude et d'arbitraire. Les chercheurs peuvent avoir des difficultés à comprendre que la démonstration de l'intérêt d'un changement ne suffise pas à déclencher l'action. Mais, "... l'autorité gouvernementale, pressée de réconcilier des parties opposées et de les protéger les unes les autres, a souvent abouti à enfermer l'industrie dans un tissu de régulations spécifiques et complexes à l'extrême ..., qui contrecarrent l'utilisation efficiente des ressources et créent des intérêts fortement attachés au maintien du *statu quo*" (MacKenzie 1983). Dans cette situation, les administrations sont parfois moins désireuses d'obtenir des enseignements sur les aspects structureaux du problème, dans la mesure où ceux-ci sont susceptibles de remettre en cause des équilibres précaires ; elles peuvent, en revanche, être enclines à demander à la recherche institutionnelle de lui fournir des justifications sur des décisions de nature politique - ne ressortant donc pas de l'analyse -, comme celles relatives à l'allocation des ressources, qu'elles ont déjà implicitement prises et qui leur paraissent prioritaires pour maintenir ces équilibres.

Une ambiguïté similaire se retrouve au niveau des pratiques courantes d'évaluation et de suivi des ressources. Celles-ci distinguent mal les connaissances requises pour la prise de mesures conjoncturelles destinées à maintenir le *statu quo* au sein des pêcheries, des évaluations nécessaires pour une rationalisation des pêcheries sur la longue période. Les observations nécessaires pour la première tâche pourraient souvent être substantiellement réduites. Tous les stocks n'ont pas besoin d'être réévalués chaque année. Les stocks d'importance économique mineure ne justifient pas de suivi. " Sous les conditions de *statu quo* relatif, il est maintenant clair qu'une grande partie de l'information rassemblée de façon courante par ceux qui conduisent les évaluations ne présente que peu d'intérêt. Les déterminants principaux sont le niveau des captures récentes et le niveau des recrutements imminents... Pour les prévisions à long terme, (ces informations) présentent peu d'intérêt. Les résultats sont cependant sensibles au diagramme d'exploitation, au niveau de mortalité naturelle et à la manière dont il varie avec l'âge et la taille, au taux de croissance, aux taux de rejets, et à la survie de ces derniers. En particulier, ... les types d'information prisées, comme la mortalité naturelle et les facteurs qui déterminent le recrutement (y compris les relations stock/recrutement) sont de la plus grande importance. Assurément, les besoins en matière d'informations pour les évaluations à court et à long termes sont pratiquement diamétralement opposés" (Shepherd 1984).

4.3 - Elargissement des besoins en connaissances

Dans les conditions dans lesquelles est actuellement pratiqué l'aménagement, les programmes de suivi des ressources prennent fréquemment un caractère d'urgence permanente. Cette situation a deux conséquences :

- immédiatement moins urgents, les autres thèmes de recherche peuvent être considérés comme moins prioritaires, même s'ils sont davantage porteurs de progrès ; ou alors, une vision manichéenne, suggérant que l'issue se trouverait dans le saut du tout ouvert au tout contrôlé, réussit à retenir l'attention des décideurs dans la mesure où la fuite en avant peut, devant l'ampleur de l'impasse, présenter quelque attrait ;

- la mobilisation des capacités de recherche sur des tâches récurrentes réduit ses capacités novatrices.

Pourtant, le champ des besoins de recherche s'est considérablement élargi avec l'intensification et la diversification des usages dont les ressources halieutiques sont aujourd'hui l'objet.

Les pêches artisanales n'ont longtemps suscité qu'un intérêt discret de la part des organismes de recherche. Les ressources sur lesquelles elles reposent ne sont en général évaluées qu'approximativement, par larges secteurs géographiques ; elles font rarement l'objet d'un suivi (chapitre 17). L'état de ces pêcheries n'en est pas nécessairement plus mauvais pour autant puisque, en régime d'accès libre, il est déterminé par la valeur unitaire des produits, le coût de production - y compris le montant des aides, et la mobilité de la main d'oeuvre et du capital (chapitre 18), mais pas par les évaluations de stocks. On peut déduire de cette observation que, si l'efficacité de l'aménagement tel qu'il est actuellement pratiqué ne pouvait être améliorée, son coût pourrait au moins être substantiellement réduit. Une réduction éventuelle des aides ferait plus pour la conservation des ressources. Le suivi d'un certain nombre d'indicateurs économiques (revenus et structure d'âge des pêcheurs, renouvellement des bateaux, montant des aides, ...) permettrait mieux de connaître leur état. Reflet de la prééminence de l'outil sur l'interrogation, on a parfois tendance à leur appliquer, sans examen critique préalable, des méthodes dérivées de l'évaluation des pêcheries industrielles. Pourtant, les dynamiques et, donc, les possibilités d'action diffèrent significativement entre les deux branches. S'agissant d'un mode "informel" de production, il en est nécessairement de même des méthodes d'observation (chapitre 18). Dans les pêches artisanales, moins que dans les pêcheries industrielles, le travail et le capital ont la mobilité et répondent aux forces économiques, que suppose acquises une méthodologie d'analyse biologique et économique développée sur les pêcheries capitalistes en expansion. Dans la réalité actuelle, les équilibres des pêches artisanales dépendent plus de ces immobilismes que

de l'action sur les intrants. Cette observation n'implique pas qu'une plus grande mobilité de la main d'oeuvre et du capital ne doive pas être recherchée.

Une des premières préoccupations de la recherche devrait être d'analyser les termes de la dynamique interne des pêches artisanales dont les particularités se situent du point de vue de leur aménagement, moins au niveau des techniques ou des outils de production, qu'à celui :

- de leur nature composite (ressources, méthodes de pêche, communautés) ;
- des rapports entre travail et capital (rémunération à la part), comme entre communautés et ressources (conséquences pour la conservation des ressources du sentiment de possession de l'espace), et des implications de ces rapports entre facteurs primaires de production sur les équilibres entrée/sortie de la main d'oeuvre et du capital ;
- des systèmes sociaux et de leur rôle dans les rapports économiques ;
- des systèmes coutumiers d'aménagement et de l'intérêt qu'ils présentent pour l'optimisation des usages des ressources renouvelables.

Les méthodes d'évaluation des stocks exploités, dérivées de la "théorie de la pêche", constituent un outil extrêmement performant pour l'évaluation des effets de changements du diagramme d'exploitation sur les captures et les stocks. Cet outil est tout à fait satisfaisant pour les besoins récurrents de suivi des stocks (chapitre 2). Toutefois, ces modèles portent essentiellement sur la dynamique, au cours de leur phase exploitée, de cohortes considérées de façon indépendante. Ils ne peuvent distinguer les effets des différents facteurs susceptibles d'agir sur leurs recrutements successifs, dans la mesure où ceux-ci résultent de phénomènes distincts. Un développement intéressant a récemment porté sur l'évaluation des effets, de la prédation interspécifique et d'une pression différenciée de la pêche sur les populations de prédateurs, sur les équilibres et la production de ressources plurispécifiques (chapitre 3). Ces travaux ont conduit à une avancée théorique et à une révision de certaines hypothèses relatives aux valeurs des coefficients de mortalité naturelle couramment utilisés dans les évaluations de stocks.

Depuis que la "théorie de la pêche" a été formulée, la science halieutique s'est relativement moins intéressée à l'étude de *la variabilité naturelle du recrutement*, pour se concentrer sur les effets de la réduction de la biomasse parentale. Cette position était justifiée par l'impossibilité d'agir sur le milieu. Une opinion semblable a encore été récemment exprimée (Walters and Collie, sous presse). Si elle a facilité la mise au point des méthodes d'évaluation de la production des cohortes recrutées, cette approche a rétréci la vision de la dynamique des populations exploitées (Rothschild 1986, Sinclair

1988) et conduit à minorer le rôle de la variabilité naturelle (chapitres 5 et 6). Elle a contribué à retenir des stratégies peu performantes pour les recherches sur les fluctuations des populations exploitées (Troader 1988). De toute façon, la distinction entre variables de choix et d'état demande à être réexaminée d'un oeil neuf. On a vu que certaines variables supposées maîtrisables (effort de pêche et maillage) ne l'étaient que marginalement en régime de liberté d'accès et, moins encore, dans les modes informels de production. En outre, la connaissance des effets des co-variables d'état peut conditionner la détermination des effets des variables d'action (chapitre 4).

En revanche, *la diversification de la conchyliculture* constitue un axe stratégique potentiellement porteur pour le progrès de l'exploitation des ressources halieutiques. L'évaluation de ses perspectives et de ses modalités passe par une meilleure compréhension des mécanismes qui déterminent le succès du recrutement des populations naturelles. Alors que la majeure partie de la production aquacole mondiale provient des systèmes extensifs, leurs perspectives et les conditions de leur réalisation ne font pas toujours, à l'échelle mondiale, l'objet de recherches scientifiques à la mesure de leur potentiel économique et social (chapitres 8 et 9). Leur développement et leur aménagement soulèvent des questions complexes, dont plusieurs sont identiques à celles qui caractérisent la pêche. Parce qu'ils reposent encore sur une base scientifique insuffisante, de nombreux projets de développement ont échoué, ce qui n'a pas empêché de les répéter (Larkin 1977, Harache 1988). La première question porte sur les possibilités et les modalités de forçage du recrutement de nouvelles espèces, notamment de bivalves.

Dans les modes de production très développés, comme la conchyliculture, des tendances à la surcharge s'observent (chapitre 7). Elles se traduisent par des baisses de performance du grossissement et une dégradation des rendements économiques au niveau des entreprises, comme des bassins. Ces observations traduisent des phénomènes de densité-dépendance dans les phases jeune et adulte. Elles justifient une régulation des cheptels, dont les enjeux demandent à être analysés et les modalités pratiques déterminées.

La lutte contre les épizooties, lesquelles représentent avec les pollutions l'aléa majeur du secteur, présente pour des cheptels élevés en milieu ouvert des aspects particuliers et souffre d'un manque de connaissances de base sur la pathologie et la génétique des mollusques (chapitre 11).

En eaux douces, la dichotomie entre pêche et culture est beaucoup moins marquée. Les dimensions plus réduites des systèmes de production ont permis, plus tôt, de diversifier les modes d'intervention (chapitre 10). Aussi, leur examen peut-il être instructif pour la mise en valeur et la conservation des écosystèmes marins littoraux, soumis eux aussi à des pressions et des usages de plus en plus diversifiés.

Les effets des altérations subies par les écosystèmes littoraux sur la productivité des stocks halieutiques et des cheptels cultivés (chapitre 12) font encore peu l'objet d'analyses quantitatives. Schématiquement, l'observation s'est jusqu'ici intéressée surtout aux phénomènes de nature catastrophique et à l'identification des agents causaux. Pourtant des baisses de productivité localement significatives de stocks halieutiques ne devraient pas être rares. Les impacts majeurs se produisent vraisemblablement dans les phases précoces. Malheureusement, il n'existe pas de méthodes qui permettent de distinguer ces effets, de ceux de la pêche, des ensemencements et des fluctuations naturelles de l'hydroclimat (chapitre 4).

Ces différents usages des ressources renouvelables pose aux *sciences humaines* des questions similaires. L'analyse des termes de leur optimisation fait appel aux mêmes modèles d'analyse économique (chapitre 13). La réduction de la dynamique de surpêche et de surinvestissement dépend de l'adoption de dispositions facilitant l'allocation des ressources. Ceci pose la question des mérites respectifs des procédures reposant sur des décisions administratives, par rapport aux mécanismes économiques de marché et de prix (chapitre 15). Si une relation existe entre rareté, valeur et propriété, la rente dont la recherche de l'appropriation est à l'origine de la dynamique de surpêche, peut-elle être, comme dans l'agriculture, utilisée utilement comme support des mécanismes d'échange des droits d'usage ? Les écosystèmes exploités ne pouvant dans bien des cas être directement alloués à cause de leur fluidité et de leur extension géographique, quels substituts (captures, moyens de production, ...) peuvent servir comme supports des droits d'usage pour réguler le taux d'exploitation (chapitre 14) ?

Par ailleurs, la dissymétrie entre l'entrée et la sortie de la main d'oeuvre et du capital, qui joue un rôle déterminant dans les équilibres des pêches et des cultures marines, n'a encore fait que ponctuellement l'objet d'analyses systématiques (Bailey 1982, Panayotou T. and D. 1986). L'ouverture du champ des analyses permettrait une appréciation plus objective des perspectives et des conditions de progrès. Cette appréciation devrait tenir compte des contextes économiques et sociaux nationaux, notamment dans les pays en développement, et des particularités de l'exploitation des ressources renouvelables. On débouche ainsi sur *l'analyse de politiques sectorielles de développement* (chapitre 18).

Le réexamen de la tâche d'aménagement conduit naturellement à revoir celle de la recherche et à s'interroger sur les modes de *coopération entre la recherche et l'administration* (chapitre 21). L'intérêt d'aborder simultanément les différentes formes d'amélioration des pêches et des cultures marines explique le besoin nouveau pour *des recherches à finalités multiples*. Ainsi, la dynamique des phases précoces intéresse potentiellement le développement de la mariculture extensive, la conservation, par celle des milieux, de la productivité des stocks halieutiques, ainsi que l'aménagement des

stocks naturellement instables. De même, l'économie des ressources renouvelables porte sur l'ensemble des usages et des écosystèmes exploités. Jusqu'à présent, le champ des disciplines écologiques et biologiques était pratiquement circonscrit à un seul usage: la conservation de l'environnement s'appuyait beaucoup sur l'hydrologie, l'évaluation des stocks ne s'appliquait qu'à la pêche et l'aquaculture reposait sur la biologie des organismes. Ce cloisonnement répond mal aux besoins actuels. On a vu le caractère au mieux partiel des explications et des solutions données pour améliorer l'usage des ressources halieutiques : "gestion rationnelle" des stocks, "tragédie des communaux", manque d'autorité des commissions halieutiques régionales. En réalité, le progrès dépend de solutions qui considèrent simultanément les dimensions écologiques, économiques, sociales et institutionnelles de la question. Le régime adopté devrait apporter la plus grande réponse commune à l'ensemble des questions posées. Un tel décloisonnement serait d'autant plus bénéfique que certains problèmes d'intérêt général pourraient être plus facilement étudiés sur un usage particulier.

Le parallèle entre l'aménagement des pêches et des cultures marines et les processus de désertification révèle la grande similitude des processus et des problèmes posés par *le bon usage et la conservation des écosystèmes exploités*, ou utilisés comme réceptacles des résidus des activités humaines (chapitre 19). De même que les phénomènes de désertification sont connus pour le cortège de détresses humaines qui les accompagne, "les pêcheries, telles qu'elles sont classiquement aménagées, les pêcheries sont un gouffre de ressources sociales" (Mackenzie 1983). Vu sous cet angle, l'aménagement prend une toute autre dimension. Le bon usage et la conservation des écosystèmes naturels, dont l'humanité tout entière dépend de près ou de loin, seront déterminés par les solutions collectives que les sociétés seront capables d'élaborer pour améliorer l'usage de ces ressources. A cet égard, si le nouveau Droit de la mer confère aux administrations nationales une responsabilité nouvelle en la matière, le changement de régime de l'océan n'a pas pour autant éliminé *les dimensions internationales de la pêche* et de son aménagement (chapitre 20).

5. Conclusion

Ce survol de l'histoire récente de la pêche révèle des bouleversements profonds : passage de communautés précapitalistes autarciques à l'économie marchande pour la capture et la commercialisation de leurs produits - mais pas pour l'allocation de la ressource ; pleine exploitation du potentiel halieutique mondial et partage international -mais pas national- des ressources halieutiques. Des tendances lourdes apparaissent qui permettent des hypothèses sur les évolutions probables ou possibles, et une réévaluation des variables sur lesquelles il serait possible d'agir pour orienter l'évolution dans un sens plus favorable. La raréfaction et le partage des ressources internationales

suggèrent l'existence d'une relation entre rareté, valeur et propriété. Plus généralement, cet examen de la pêche sur la longue période montre l'insuffisance de systèmes d'aménagement qui ne considèrent pas explicitement les implications de la rareté des ressources.

Par rapport à ces bouleversements, les politiques de développement et d'aménagement, même si elles sont ambitieuses dans leurs attentes, apparaissent avec le recul limitées dans leur conception comme dans leurs résultats. L'effort des organismes publics a souvent porté préférentiellement sur les facteurs immédiats de production, ceux sur lesquels opère l'entreprise. Or, le succès comme l'échec des politiques publiques paraissent dépendre davantage de facteurs exogènes à l'entreprise, c'est-à-dire ceux qui sont propres aux systèmes de production et aux contextes économiques et sociaux nationaux : nature finie des ressources, demande, infrastructures physiques (réseaux de transport et de froid) et institutionnelles, conditions spécifiques des pays en développement, ... En ce qui concerne l'aquaculture, les contraintes et les atouts respectifs des aquacultures de production et de transformation, compte tenu des objectifs de développement (production protéique, emploi, création de richesses, ...), des conditions requises (savoir faire traditionnel, capitaux, connaissances scientifiques, qualité de l'environnement littoral, ...), comme des contextes nationaux, font encore peu l'objet d'analyses quantitatives approfondies. Pourtant, le fort coefficient d'aléatoire qui caractérise les performances des politiques passées montre que les stratégies de développement, comme d'ailleurs de recherche, y gagneraient en pertinence. Plus les systèmes de production, plus les contextes économiques et sociaux, plus les phases de développement diffèrent, plus les raisonnements par analogie risquent de conduire à des résultats inattendus.

Les administrations et les organismes de développement ont pu penser que le développement pouvait faire l'économie de l'aménagement. Certains pouvaient voir dans celui-ci la manifestation d'un malthusianisme qui occulterait des opportunités de progrès. En dépit de leur ampleur, la réalisation des bénéfices économiques et sociaux de l'aménagement pouvait leur paraître trop aléatoire. Pourtant, dans le contexte nouveau de pleine exploitation des ressources sauvages, le progrès effectif des pêches et des cultures marines dépend de la maîtrise de l'effort de pêche et des investissements. Le mauvais état du secteur et le coût de systèmes de régulation peu performants illustrent le caractère incontournable de ce constat. "Si tous les secteurs de l'économie fonctionnaient selon...le principe de liberté d'accès, il n'y aurait que peu, voire pas du tout, de capitaux à investir dans le développement économique et social des pays" (Panayotou 1983).

L'analyse historique du développement sectoriel révèle un processus complexe mettant en jeu des facteurs multiples : techniques, économiques, sociaux, institutionnels, culturels et politiques, avec des phases de démarrage lent, suivies d'expansions rapides lorsque l'ensemble des conditions requises étaient réunies. La compréhension de ces

processus conditionne la pertinence de l'action. La promotion d'un secteur ne saurait en effet résulter d'une action sur un type, arbitrairement choisi, de facteurs. Si, dans le passé, l'innovation technique a souvent été déterminante par sa stimulation de l'investissement capitaliste, cela ne saurait être une loi générale : "...les innovations ne jaillissent pas spontanément... Elles sont soumises à maintes conditions, dont les plus générales sont les mobiles humains, l'ordre institutionnel régnant et l'état d'avancement des sciences de la nature" (Ackerman, cité par Albertini et Silem 1984). Cette observation est particulièrement appropriée, s'agissant de la mise en valeur des ressources halieutiques. Surtout lorsqu'elles portent sur des ressources sauvages et fugitives" ⁽¹⁾, l'exploitation et l'usage de ressources renouvelables diffèrent significativement des industries d'extraction des ressources non renouvelables (Ciriacy-Wantrup 1952). Dans les premières, les modes extensifs de production prédominent. Les externalités y sont pour cette raison plus fortes et plus diverses. Leur maîtrise dépend de démarches collectives, requérant l'intervention du secteur public, notamment en régime de libre accès. Par comparaison, les industries d'extraction sont plus réductibles à l'action des entreprises. La production y dépend davantage de solutions techniques. Comme dans l'agriculture, les pêches et les cultures marines sont le plus souvent le fait de populations autochtones. Les systèmes de production dépendent de ce fait des contextes économiques et sociaux, comme des acquis culturels locaux, au moins autant que des innovations techniques. Contrairement aux industries d'extraction, les systèmes de production ne peuvent être universels. Pour être efficaces, les solutions techniques doivent être définies en fonction des contextes locaux.

L'évolution récente de la pêche illustre la progression par paliers du développement sectoriel. A une phase d'expansion rapide, qui a surtout concerné la pêche industrielle, a succédé une phase de stagnation entraînée par la raréfaction des ressources vierges. Cette stagnation n'implique pas qu'un nouveau progrès soit impossible. Mais le démarrage d'une nouvelle phase ne saurait être déclenché par une projection, à l'identique, des actions passées. Cette évidence ne transparait pas toujours dans les pratiques actuelles. L'aménagement des pêches procède encore largement selon des méthodes élaborées en réponse aux questions que posait l'expansion géographique de la pêche hauturière. Certains escomptent une amélioration d'un recours général à la modélisation portant sur l'ensemble des variables envisageables, ou d'une meilleure formation des différents protagonistes. Une telle attitude conviendrait si la situation nouvellement apparue était comprise, mais resterait insuffisamment bien perçue des différents partenaires. Pour sortir de la crise ⁽²⁾, une analyse qualitative est un préalable à la réussite d'un effort quantitatif.

(1) Par ressources fugitives, on entend des ressources qui, du fait de leur mobilité, ne peuvent être appropriées qu'au moment de leur capture.

(2) "La crise consiste justement dans le fait que le vieux ne veut pas mourir et que le neuf ne peut pas naître" (A. Gramsci).

Les théories de l'évolution fournissent à cet égard une analogie intéressante. Elles distinguent :

- une micro-évolution, ou évolution spécialisante, qui porte sur l'adaptation par petites touches successives d'organes et de fonctions préexistants ; la micro-évolution n'invente pas, elle améliore ;

- une macro-évolution, ou typogénèse qui, en créant de nouvelles fonctions, ouvre de nouvelles voies d'évolution, l'hominisation par exemple ; mais cette macro-évolution passe par une phase préalable de dédifférenciation, de déspecialisation, par pædomorphose (Ruffié 1983).

L'histoire de la science halieutique montre que cette analogie n'est pas artificielle. Les premières observations sur les effets de la pêche sur les populations exploitées ont conduit à l'élaboration d'une "théorie de la pêche", à partir de laquelle ont été mises au point, puis raffinées, les différentes familles de modèles d'évaluation des stocks. L'apport des mathématiques, à l'écologie comme à l'économie, a considérablement amélioré l'extraction de l'information des données accumulées, comme le recueil de nouvelles données. Pendant toute la période de leur application à l'évaluation de nouveaux stocks, le besoin d'une démarche scientifique originale est resté modéré : il suffisait de valoriser l'acquis théorique. Mais, la théorie fut le résultat d'une démarche scientifique originale. Un petit nombre de pays seulement a suivi cette voie ; ils en ont tiré un avantage économique et politique durable. De nouveau, la recherche ne sera pas en mesure de contribuer à la réduction de la crise, sans un investissement conceptuel original. Quelle que soit la puissance de ses outils d'analyse, la conception de nouvelles théories et la conduite de programmes de recherche susceptibles de les vérifier et de mettre au point de nouvelles méthodes concernent directement l'écologie et l'économie.

On a vu la nécessité d'ouvrir le champ des préoccupations de la biologie des pêches. Celle-ci devrait couvrir l'ensemble du cycle de vie des populations et prendre en compte la diversité des facteurs naturels et anthropogéniques qui déterminent leur abondance et leur productivité. Ce constat ne date pas d'aujourd'hui. En 1981, Cushing faisait déjà observer : "certains estiment que la science peut se limiter à la seule comptabilité requise pour l'aménagement des pêches : rien d'autre ne serait nécessaire pour appliquer une méthode. Mais, si une telle méthode présuppose la confiance, sa portée est réduite. Une science se construit à partir d'ensembles emboîtables, issus de sources différentes. Nous avons besoin de nouveaux concepts et de nouvelles méthodes, simplement pour construire la science". Quelques années plus tôt, Kesteven (1972) avait aussi perçu l'affaiblissement des capacités novatrices de la biologie des pêches, engagée trop exclusivement dans les applications utiles : "Dans son incapacité à prédire, la biologie des pêches se cantonne, carrément mais malheureusement, à côté de l'écologie. Selon la théorie de Kuhn (1962), la biologie des pêches opère actuellement selon un paradigme dont le potentiel de créativité est quasiment épuisé ; la plupart de ses

praticiens sont engagés dans une recherche convergente. C'est en cela que je considère justifié de parler de révolution : la biologie des pêches a maintenant besoin d'une recherche divergente".

Ce besoin n'est pas propre à la biologie et à l'écologie. La remarquable capacité d'analyse de l'économie contemporaine ne pourra être pleinement valorisée que lorsque des institutions permettront de mieux régir les rapports entre la ressource, le capital et le travail dans les pêches et les cultures marines. L'usage efficace des ressources renouvelables pose des questions particulières, auxquelles répondent imparfaitement les dispositions actuelles. Il est donc devenu urgent d'analyser et de comparer les mérites respectifs des différentes solutions envisageables. La liberté d'accès aux ressources ne permet pas leur usage efficace, notamment parce que les mécanismes économiques ne s'étendent pas à l'allocation des ressources. Mais du fait des propriétés des ressources naturelles, ils ne peuvent l'être que partiellement. Les systèmes coutumiers ne sont pas non plus directement transposables, car ils reposent sur d'autres formes de rapports entre facteurs de production, et n'ont pas de base légalement reconnue. Toutes ces questions ressortent du champ de l'économie politique, dont le propre est de s'intéresser, non pas tant à la valeur absolue des choses, qu'à leur valeur les unes par rapport aux autres. Compte tenu des spécificités des ressources naturelles renouvelables et de leurs usages, les dispositions qui ont fait leurs preuves dans d'autres systèmes de production ne sont pas directement transposables à la pêche et aux cultures marines. Comme le relèvent deux économistes des pêches contemporains, ce sont là des questions encore peu abordées par l'économie des pêches : "Tout cela suggère que la loi des rendements décroissants se fait sentir dans notre travail. Chaque nouvel article dans les revues scientifiques montre des signes impressionnants de diligence et d'effort de recherche, mais les révélations impressionnent de moins en moins. La faiblesse des gains d'efficacité résultant du nouveau régime juridique des mers suggère une stratégie de recherche qui s'intéresse davantage à l'économie politique de l'aménagement des pêches" (Hannesson and Anderson 1981).

L'effort original de recherche doit associer les deux disciplines. Ecologie et économie sont construits sur la même racine : *oikos*, la maison, l'habitat. La première discipline a pour objet l'étude des milieux où vivent et se reproduisent les êtres vivants, ainsi que des rapports entre ces êtres avec leur environnement. La seconde est l'étude et l'art de bien administrer une maison, de gérer et de faire fructifier les biens des particuliers et de l'Etat. Ainsi, l'aménagement des usages des ressources renouvelables porte sur l'étude des rapports productifs entre la société et les écosystèmes exploités, en vue d'en optimiser l'usage et la conservation. Si l'on part d'un réexamen, dans une perspective historique, de l'état actuel des pêches et des cultures marines, et d'une analyse des questions fondamentales que soulève leur progrès, il est vraisemblable que l'on s'aperçoive que le problème soit plus simple qu'on ne le suppose, mais qu'il se pose en des termes qui se démarquent qualitativement de ceux qui ont dominé les démarches passées.

REMERCIEMENTS

Messieurs Francis Poinsard et Jacques Weber m'ont aimablement fait bénéficier d'observations sur la version préliminaire de ce chapitre. Celles-ci m'ont été très utiles. C'est avec plaisir que je les en remercie.

REFERENCES

- Albertini, J.-M. et A. Silem, 1984 - 'Comprendre les théories économiques. Tome I : Clés de lecture'. Ed. du Seuil, Paris, 348 p.
- Anon., 1987 - 'Thematic evaluation of aquaculture'. Joint Study by the United Nations Development Programme, the Norwegian Ministry of Development Cooperation and the Food and Agriculture Organisation, 85 p + ann.
- Allen, K.R. and D.G. Chapman, 1977 - 'Whales', In J.A. Gulland, (ed.) - 'Fish populations dynamics'. A Wiley interscience publication : 335-358.
- Asada, Y., 1973 - 'Licence limitation regulations : the Japanese system'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30: 2085-2095.
- , -, Y. Hirasawa and F. Nagasaki, 1983 - 'L'aménagement des pêches au Japon'. *FAO Doc. Tech. Pêches*, 328: 35p.
- Attali, J., 1988 - 'Au propre et au figuré. Une histoire de la propriété'. A. Fayard, Paris : 553p.
- Bailey, C., 1982 - 'Small-scale fisheries in San Miguel Bay, Philippines : occupational and geographic mobility'. *ICLARM Tech. Rep.*, 10: 57p.
- Baranov, T.I., 1918 - 'On the question of the biological basis of fisheries'. *N. i. Ikhtiologicheskii Int.*, 1, 1: 81-128.
- Benguigui, G. et D. Chave, 1985 - 'L'Etat et les petits poissons'. *Sociologie du travail*, 1985, 3.
- , -, D. Chave, P. Richard et P. Tripier, 1985 - 'Les puces et les poissons : innovation et spécialités nouvelles en aquaculture et système informatique'. CNRS, Groupe de sociologie du travail, Université de Paris VII : 107p.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957 - 'On the dynamics of exploited fish populations'. *Fish. Invest.*, Ser. 2, 19: 553p.
- Bonnet, M. et J.-P. Troadec, 1987 - 'The shellfish industry in France : economic importance, risks and constraints, research priorities'. Internatinal Symposium on Shellfish Culture Development and Management, La Rochelle, France ; March 4-9, 1985. IFREMER, Paris : 59-82.

- Braudel, F., 1976 - 'La dynamique du capitalisme'. Les Editions Artaud, Paris.
- , -, 1987 - 'Grammaire des civilisations'. Artaud-Flammarion, Paris, 607p.
- Burkenroad, M. D., 1952 - 'Fishery management as political economy'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 18: 300-310.
- Cadoret, B., D. Duviard, J. Guillet and H. Kerisit, 1978 - 'Ar Vag : voiles au travail en Bretagne atlantique'. Tome I. Editions des 4 Seigneurs, Grenoble, France, 369p.
- Ciriacy-Wantrup, S.V., 1952 - 'Resource Conservation : Economics and Policies'. Univ. of California, Division of Agricultural Science, Berkeley. 395p.
- Copes, P., 1970 - 'The backward-bending supply curve of the fishing industry'. *Scot. J. Polit. Econ.*, 17: 69-77.
- Cushing, D.H., 1971 - 'The dependence of recruitment on parent stock in different groups of fishes'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 33, 3: 340-362.
- , -, 1971-72 - 'A History of some of the International Fisheries Commissions'. *Proc. Roy. Soc. Edinb.*, (B), 73, 36: 361-390.
- , -, 1981 - 'Fishery biology. A study in population dynamics'. 2nd ed. Madison, Univ. of Wisconsin Press.
- Devold, F., 1963 - 'The life-history of the Atlanto-Scandian herring'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 154: 98-108.
- Dickinson, J., 1984 - 'Les précurseurs de Jacques Cartier'. In F. Braudel (sous la dir. de) - 'Le monde de Jacques Cartier. L'aventure au XVIème siècle'. Libre-Expression, Montréal ; Berger-Levrault, Paris : 127-148.
- Doucet, F.J., P.H. Pearse et J.-P. Troadec, 1981 - 'Mauritanie. Politique de développement et d'aménagement des pêches'. Rapport rédigé pour le Gouvernement de la République Islamique de Mauritanie. Rome, FAO, FI : TCP/MAUR/001 : 135p.
- Durand, M.-H., - 'La crise sardinière française : les premières recherches scientifiques autour d'une crise économique et sociale' (*en prép.*).
- FAO, 1978 - 'Expert Consultation on the Management of Multispecies Fisheries'. Rome, Italy, September 20-23, 1977. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 181: 42p.
- Fabra, P., 1979 - 'L'anticapitalisme. Essai de réhabilitation de l'économie politique'. Flammarion, Paris : 505 p.
- Fauvel, Y., 1987 - 'Conchyliculture en Méditerranée : Histoire sans marée. Tome I - Les jeunes années'. IFREMER, Document DRV/SDA 87.01 : 161 p.
- , -, - 'Conchyliculture en Méditerranée ... Histoire sans marée. Tome II'. IFREMER (sous presse).
- Féral, F., 1986 - 'Un phénomène de décentralisation contestée : les prud'homies de pêcheurs en Méditerranée'. *Rev. Economie méridionale*, 133-134, 1-2.
- Garcia, S., 1983 - 'The stock-recruitment relationship in penaeid shrimps : reality or artefact and misinterpretations'. *Océanogr. trop.*, 18, 1: 25-48.
- Garstang, W., 1900-03 - 'The impoverishment of the sea'. *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, NS, 6 : 1-70.
- Gordon, H.S., 1953 - 'An economic approach to the optimum utilization of fishery resources'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 10: 442-457.
- , -, 1954 - 'The economic theory of a common property resource'. *J. Polit. Econ.*, 62: 124-142.

- Graham, M., 1935 - 'Modern theory of exploiting a fishery and its application to the North Sea trawling'. *J. Cons. inter. Explor. Mer*, 10: 264-274.
- Gulland, J.A., (ed.), 1971 - 'The fish resources of the ocean'. Fishing News Books Ltd., West Byfleet, U.K., 255p.
- Hannesson, R. and L.G. Anderson, 1981 - 'Editorial introduction to : on land rent of fishing grounds'. *Fish. Econ. Newsletter*, 12: V-IX.
- Harache, Y., 1988 - 'Pacific salmon in Atlantic waters'. *Cons. inter. Explor. Mer*, CM 1988/ 6: 34p.
- Hardin, G., 1968 - 'The tragedy of the commons'. *Science*, 162: 1243-1248.
- Heincke, F., 1913 - 'Investigations on the plaice. General Report I - The plaice fishery and prospective regulations'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. inter. Explor. Mer*, 17 A: 153p.
- Héral, M., J.-M. Deslous-Paoli et J. Prou, 1988 - 'Approche de la capacité trophique d'un écosystème conchylicole'. *Cons. inter. Explor. Mer*, CM 1988/K: 22, 11p.
- Hjort, J., 1914 - 'Fluctuations of the great fisheries of Northern Europe viewed in the light of biological research'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. inter. Explor. Mer*, 20: 1-228.
- Jarrold, R.H. and G.V. Everett, 1981 - 'Some observations on formulation of alternative strategies for development of marine fisheries'. Fishery Committee for the Eastern Central Atlantic, Dakar, CECAF/TECHN. 81/38: 56p.
- Kesteven, G. L., 1972 - 'Management of the exploitation of fishing resources'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'World fisheries policies. Multidisciplinary views'. Univ. of Washington Press, Seattle.
- Larkin, P.A., 1977 - 'Pacific salmon'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish populations dynamics'. A Wiley interscience publication : 156-186.
- , ---, -'Comments on the Workshop Presentations'. In W.S. Wooster (ed.) - 'Fishery science and management. Objectives and limitations'. Springer-Verlag, New York (in press).
- Lepage, H., 1985 - 'Pourquoi la propriété ?' Hachette, Paris.
- Leviel, D.P., 1987 - 'Territorial use-rights in fishing (TURF's) and the management of small-scale fisheries : the case of Lake Titicaca (Peru)'. Ph. D. Thesis, Univ. British Columbia : 208p.
- MacKenzie, W.C., 1983 - 'Introduction to the economics of fisheries management'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 226: 31p.
- McGoodwin, J.R., 1984 - 'Some examples of self-regulatory mechanisms in unmanaged fisheries'. Contribution to the Expert Consultation on the regulation of fishing effort (fishing mortality). *FAO Fish. Tech. Pap.*, 289, suppl. 2: 41-61.
- Maltby, E. , 1986 - 'Issues and trends in global wetlands' In Hook, D.D. *et al.* (eds.) - 'Proceedings of the International Symposium on the ecology and management of wetlands'. Charleston, South Carolina, June 16-20, 1986. Croom Helm Ltd., Berkenham, U.K.
- Marsall Sahlins, 1974 - 'Stone Age Economics'. Adline Publishing Company, Chicago.
- Martin, P.S., 1973 - 'The discovery of America'. *Science*, 179: 969-974.
- Meuriot, E., 1986 - 'La flotte de pêche française de 1945 à 1983. Politiques et réalités'. *IFREMER, Ressources de la mer*, 182p.

- , -, P.-Y. Dremière et J. Capelle, 1987 - 'Le chalutage en Méditerranée. Evolution économique 1970-1984'. *IFREMER, Rapp. écon. jurid.*, 3: 147p.
- , - et E. Foucher - 'Analyse économique du système de licences de pêche à la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc'. Document interne IFREMER, 91p.
- OCDE, 1983 - 'Echanges internationaux des produits de la pêche. Conséquences des zones de 200 milles'. OCDE, Paris, 208p.
- , - 'Report of the Extended Meeting on Aquaculture, Paris, June 15-17, 1988, (in press).
- Panayotou, T., 1982 - 'Management concepts for small-scale fisheries : economic and social aspects'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 228.
- , - and D., 1986 - 'Occupational and geographical mobility in and out Thai fisheries'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 271: 77p.
- Platt, T. and Subba Rao, 1975 - 'Photosynthesis and productivity in different environments'. In 'Primary production of marine microphytes', chapt. 11. *Int. Biol. Programme*, vol. 3. Cambridge Univ. Press.
- Regier, H.A. and F.D. McCracken, 1975 - 'Science for Canada's Shelf-Sea Fisheries'. *Fish. Res. Board Can. Rep.*, 3.
- Ricker, W.E., 1958 - 'Handbook of computations for biological statistics of fish populations'. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 119: 300p.
- Robinson, M.A., 1984 - 'Tendances et perspectives des pêches mondiales'. *FAO Circ. Pêches*, 772: 16p.
- , -., - 'The financing of industrial fisheries in Africa' (in prep.).
- Rothschild, B.J., 1986 - 'Dynamics of marine populations'. Harvard Univ. Press. Cambridge, Massachusetts and London, England.
- Ruffié, J., 1983 - 'De la biologie à la culture'. Nouv. édit. rev. et corr. Flammarion, Paris ; 299 + 334 p.
- Ruddle, K., 1984 - 'Organizing small-scale near-shore fisheries : the Japanese model'. Communication présentée à la Conférence 'le droit de manger', Montréal, 30 mai 1984.
- , -, 1987 - 'Administration and conflict management in Japanese coastal fisheries'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 273: 93p.
- Runge, C.F., 1986 - 'Common-property and collective action in economic development'. Proceeding of the Conference on Common Property Resource Management. National Academy Press, Washington: 31-60.
- Sahrage, D., 1989 - 'Antartic krill fisheries : potential resources and ecological concerns'. In J.F. Caddy (ed.) - 'Marine invertebrate fisheries - Their assessment and management'. J. Wiley and sons : 13-33.
- Schaefer, M.B., 1954 - 'Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries'. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 1, 2: 27-56.
- Shepherd, J.G., 1984 - 'The availability and information content of fisheries data' In R.M. May (ed.) - 'Exploitation of marine communities'. Report of the Dahlem Workshop on the Exploitation of Marine Communities, Berlin, 1-6 April 1984. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.

- Sinclair, M.M., 1988 - 'Marine populations. An essay on population regulation and speciation in the ocean'. Washington Sea Grant Program, Univ. Washington Press, Seattle, 252 p.
- Smith, I.R., 1979 - 'A research framework for traditional fisheries'. *ICLARM Stud. Rev.*, 2: 40p.
- Thomson, D., 1980 - 'Conflict with the fishing industry'. *ICLARM News.*, 3, 3: 3-4.
- Troadec, J.-P., 1976 - 'Développement de la pêche dans le monde ; répartition de l'industrie des pêches ; potentiel des ressources halieutiques mondiales ; perspectives de l'exploitation des ressources vivantes dans l'océan' In P. Bougis *et al.* - 'Biologie appliquée à l'exploitation de la vie marine'. Masson, Paris.
- , ---, 1983 - 'Practices and prospects for fisheries development and management : the case of Northwest African fisheries'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Global fisheries. Perspectives for the 1980s'. Springer-Verlag, New York : 97-122.
- , ---, 1988 - 'Why study fish population recruitment ?' In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory on Biological-Physical Interactions in the World Ocean'. Kluwer Academic Publishers : 477-500 pp.
- , ---, -'The mutation of world fisheries : its effects on management priorities and practices' In E.L. Miles (ed.) - 'The management of world fisheries : implications of extended coastal state jurisdiction'. Univ. of Washington Press, Seattle and London (in press).
- Walters, C.J. and J.S. Collie, - 'Is research on environmental factors useful to fisheries management?'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (in press).
- Warming, J., 1911 - 'Our grundrente of fiskegrunde'. *Natl. Okon. tidskr.*, 49 : 499-505.
- World Bank, 1986 - 'Report of the Fishery Development Donor Consultation'. Paris, France, October 13-15, 1986. The World Bank, Washington D.C.

PRODUCTION ET VARIABILITE DES STOCKS HALIEUTIQUES



Photo 4. — Mensuration de coquilles Saint-Jacques.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

2 - DE LA PRODUCTION D'UNE COHORTE VERS CELLE D'UNE PECHERIE

Benoît MESNIL

"Serait-ce que les pêcheurs auraient imaginé des façons de pêcher qui occasionneraient une énorme destruction de l'espèce ?"

H.-L. Duhamel du Monceau, 1769-1776 - Traité général des pesches.

"La réduction du nombre de plies de grande taille et l'augmentation de celles de petite taille dans les débarquements et la baisse correspondante de la taille moyenne des plies résultent directement de l'intensification de la pêche".

F. Heincke, 1913 - Investigation on the plaice.

"En réduisant la population de poisson, la pêche crée elle-même la production qui la supporte".

T.I. Baranov, 1918 - On the question of the biological production of fisheries.

"Non seulement les pêcheries sont épuisables, mais elles sont en passe de le devenir rapidement".

W. Garstang, 1900-1903 - The impoverishment of the sea.

Biologiste des pêches de l'IFREMER, Benoît MESNIL a, pendant une dizaine d'années, participé activement à l'évaluation des stocks exploités par la pêche hauturière française dans l'Atlantique nord-occidental et oriental. Il a animé dans ce domaine plusieurs groupes de travail du CIEM. Depuis quatre ans, il se consacre particulièrement à l'amélioration des méthodes d'analyse des interactions entre engins et entre espèces au sein de pêcheries composites.

1. Introduction

C'est à la fin du siècle dernier que s'est distinguée en Grande-Bretagne une recherche finalisée visant à comprendre, en s'appuyant sur les acquis de la zoologie et de la biologie marines, d'une part, et l'analyse des captures débarquées, d'autre part, les problèmes causés par l'intensification de la pêche hauturière (Graham 1956). Dès le début du XXème siècle, les deux questions les plus préoccupantes pour la rationalisation de la pêche et la conservation de la ressource étaient clairement posées :

- quel est l'effet, sur la production, de captures d'individus de petite taille, celles particulièrement élevées de petites plies au sud de la mer du Nord soulevant déjà l'inquiétude (Heincke 1913) ?

- quels sont ceux de l'intensification de la pêche sur les rendements des bateaux et la production globale d'une pêcherie (Petersen 1884, Garstang 1900-3) ?

Les recherches menées à cette occasion conduisirent à la conception d'une "théorie de la pêche" (Russell 1931, Thomson and Bell 1934, Graham 1935) : contrairement aux idées communément admises à l'époque qui préconisaient de conserver la ressource en protégeant sa reproduction, la nouvelle théorie mettait l'accent sur la nécessité de prévenir une exploitation prématurée et globalement excessive de la phase pêchée.

L'étape suivante a porté sur la formulation et la mise au point d'outils d'analyse des relations entre la production de la ressource et les modalités de son exploitation (Baranov 1918, Schaefer 1954, Beverton and Holt 1957, Ricker 1958, Gulland 1965). Pour cela, la recherche est amenée à forger et à tester des modèles mathématiques. Selon la définition de Laurec et Le Guen (1981), les modèles mathématiques sont des entités (variables, séries de paramètres et équations) que l'on substitue à la réalité et qui, s'ils n'ont pas capacité à l'épuiser, visent à en retenir l'essentiel (chapitre 13).

Classiquement, deux démarches sont utilisées pour répondre aux questions posées au biologiste des pêches :

- l'une, dite descriptive ou globale, établit des relations essentiellement empiriques entre le taux d'exploitation, d'une part, et la production globale et les rendements par navire participant à une même pêcherie, d'autre part (Schaefer 1954);

- l'autre, dite analytique ou structurale, repose sur l'analyse des effets induits dans la structure démographique de la ressource par des modifications de son régime d'exploitation.

Fondamentalement, ces deux familles de modèles conduisent aux mêmes conclusions. La présentation qui suit s'appuiera sur la seule démarche analytique. Cette approche est en effet plus puissante et susceptible de nouveaux développements. Elle est aussi plus didactique. Dans la présentation, l'accent sera mis sur la comparaison de situations d'équilibre correspondant à des états de stabilité dans les modalités d'exploitation, par opposition à l'analyse des cinétiques de transition : alors que les secondes présentent un grand intérêt opérationnel pour la régulation courante des pêcheries, les premières permettent mieux de saisir les grandes lois de la dynamique des populations exploitées et, par là, les choix stratégiques que pose leur exploitation cohérente.

L'intérêt des évaluations de stocks est ainsi multiple :

- estimer les perspectives de développement, et donc leurs limites, offertes par les ressources halieutiques ;
- comparer, en termes de régimes d'exploitation, les options qui s'offrent pour l'aménagement de leur pêche ;
- enfin, une stratégie étant retenue, suivre les effets de son application ou, plus prosaïquement, les variations des stocks sous l'effet des fluctuations conjoncturelles du contexte économique et du climat.

La présentation qui suit est nécessairement schématique. Le lecteur intéressé pourra se référer aux excellents manuels qui existent sur la question (notamment Ricker 1975, Gulland 1977, Cushing 1981, Laurec et Le Guen 1981).

2. Les éléments de base

2.1. Structure démographique du stock

La première phase de l'analyse d'une pêcherie consiste en l'identification et la délimitation des ressources sur laquelle elle repose, à savoir les espèces ou, plus précisément, les populations présentes sur l'aire géographique d'opération. Les populations, caractérisées par un pool génétique commun et des paramètres démographiques homogènes, jouent un grand rôle dans l'organisation de la vie marine (Sinclair 1988) ; elles devraient constituer théoriquement l'unité d'application des

analyses démographiques. Pour des raisons opérationnelles, le biologiste des pêches est conduit à réaliser ses évaluations sur des ensembles différents, les stocks halieutiques (Laurec et Le Guen 1981). Le stock peut être défini comme la fraction exploitable d'une ou de populations et, comme elle(s), il est supposé homogène, à la précision recherchée près, dans ses caractéristiques biologiques et, génétiquement et trophiquement, indépendant des autres stocks. La notion de stock est plus vague et, par là, plus souple que celle de population. Une définition opérationnelle dépendra de la structure et de la complexité des ressources entrant dans les pêcheries analysées séparément. Pour tenir compte des contraintes de gestion, on pourra regrouper plusieurs populations aux caractéristiques démographiques voisines ou même plusieurs espèces ou, au contraire, analyser séparément les mâles et les femelles d'une même espèce si leurs différences démographiques en matière de croissance, de mortalité naturelle, d'accessibilité, ... et l'importance économique du stock le justifient. La présentation partira du cas le plus simple, celui d'une population homogène, pour aborder ensuite l'évaluation de ressources plus hétérogènes.

Le stock est à tout moment composé d'individus d'âge différent, ces âges pouvant être déterminés après échantillonnage et interprétation de pièces dures ou de compositions en taille. On utilise le plus souvent l'année comme unité de temps, car elle constitue le cycle de base des processus démographiques comme de l'exploitation.

Par définition, une cohorte est constituée de l'ensemble des individus nés au cours d'une même saison de reproduction, une année donnée. Si l'espèce considérée ne se reproduit qu'une fois par an, cas le plus fréquent dans les eaux tempérées, il n'y a qu'une cohorte annuelle et le terme est synonyme de classe annuelle. S'il existe plusieurs saisons de ponte distinctes chaque année (chapitre 9), on peut alors identifier plusieurs cohortes par an dans la mesure où, au cours du temps, les individus échantillonnés peuvent être attribués sans ambiguïté à leur cohorte d'origine.

Les groupes d'âge sont définis de façon conventionnelle par référence à l'année calendaire : les individus appartiennent au groupe d'âge 0 l'année de leur naissance, au groupe 1 entre le 1er janvier et le 31 décembre de l'année suivante et, ainsi de suite, quels que soient le nombre et la date des saisons de ponte. Il est alors facile de rattacher les individus aux cohortes : les poissons d'âge t l'année y appartiennent à la même cohorte que ceux d'âge $t-1$ l'année $y-1$, d'âge $t-2$ l'année $y-2$, etc., qui tous sont nés l'année $y-t$. Ceci est illustré par la figure 1 sur laquelle on a fait ressortir une des cohortes, celle née l'année 1.

Les notions de cohorte et de groupe d'âge servent à définir la structure démographique du stock. Elles s'appliquent aussi bien au stock lui-même qu'aux captures qui en sont extraites : au tableau de la figure 2.1 présentant les effectifs du stock âge par âge et année par année, correspond un tableau de même structure

contenant les captures aux âges, images déformées, du fait de la sélectivité des engins de pêche et des tactiques d'exploitation, des abondances dans le stock.

Considérons isolément une des cohortes qui composent le stock. Les différentes phases de sa vie peuvent être décrites à l'aide du schéma suivant. L'identification groupe d'âge t /année y /cohorte étant sans ambiguïté, la notation sera simplifiée par référence à l'âge t seul.

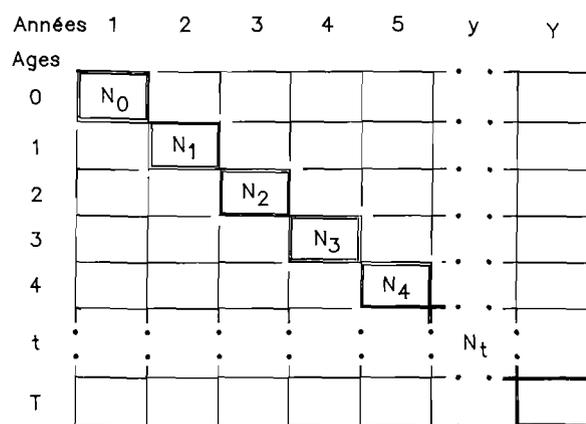
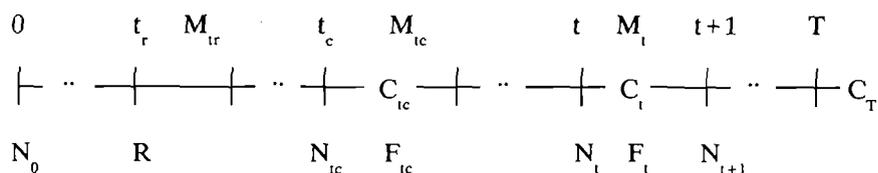


Figure 2.1 - Structure démographique du stock (colonnes) au fil des années. Une des cohortes ($N_0, N_1, N_2, \dots, N_t$) est mise en évidence.

A sa naissance (groupe 0), la cohorte a un effectif N_0 . Elle n'est pas nécessairement présente aussitôt sur les lieux de pêche. Ceci ne survient qu'à partir d'un âge t_r , dit de recrutement : les individus commencent alors à être physiquement présents, accessibles, sur la zone exploitée. Le recrutement désigne à la fois ce processus d'incorporation à la phase exploitable et l'effectif, noté R (nombre de recrues), de la cohorte à l'âge t_r . Potentiellement, une recrue est exploitable avec des engins adéquats, mais n'est pas nécessairement vulnérable aux engins en usage là et quand apparaissent les premières recrues. Pour distinguer les deux événements, on

définit en outre un âge t_c , dit de première capture, qui marque l'apparition des jeunes dans les captures, c'est-à-dire l'entrée de la cohorte dans la phase exploitée.

Comme celle de stock, les notions d'âge de recrutement et d'âge de première capture, et leur distinction se teintent d'un certain pragmatisme, lorsqu'elles ne peuvent être associées à des processus biologiques ou halieutiques explicites. Ainsi, pour des besoins opérationnels, l'âge t_r pourra être fixé arbitrairement comme l'âge seuil à partir duquel la cohorte est prise en compte dans l'analyse en cours.

A l'autre extrémité de l'échelle des âges, peuvent survenir des phénomènes qui marquent la fin des phases mentionnées ci-dessus. La cohorte peut disparaître des captures à la fin de son existence. S'ils arrivent à éviter les engins, des individus, bien que toujours présents dans le stock, peuvent cesser d'être vulnérables et ne plus contribuer aux captures. A partir d'un âge dit de réforme, les individus peuvent quitter les lieux de pêche et ne plus être accessibles. En pratique, les deux phénomènes sont souvent confondus : on définit alors un âge T de fin d'exploitation.

2.2. Processus élémentaires

Les modèles analytiques reposent sur l'analyse des processus à l'origine de la structure démographique ainsi décrite et, plus spécifiquement, sur celle des effets du régime d'exploitation sur ces processus : variations d'effectif et de biomasse du stock, répercussions sur les captures.

Le premier processus entrant en jeu est la mortalité qui entraîne la décroissance continue de l'effectif de la cohorte. Un modèle plausible stipule qu'au cours de tout intervalle de temps dt , le nombre de décès dN_t par unité de temps est proportionnel à l'effectif N_t présent au début d'intervalle :

$$\frac{dN_t}{dt} = -Z_t * N_t = -(F_t + M_t) * N_t \quad [1]$$

De cette relation, on déduit l'équation de survie entre deux âges t et $t + \Delta t$:

$$N_{t+\Delta t} = N_t * e^{-(F_t + M_t) * \Delta t} \quad [2]$$

Le coefficient instantané Z_t de mortalité totale de la cohorte à l'âge t se décompose en un coefficient de mortalité due à toutes causes dites naturelles (prédation, maladie, sénescence, ...) cumulées, noté M_t , et un coefficient de mortalité par pêche, noté F_t . Ce coefficient est évalué par l'intermédiaire de la mesure de l'effort de pêche, produit de la puissance de pêche des navires et de leur temps de travail. Dans les cas les plus simples, l'effort est proportionnel à la mortalité par pêche : si l'on note E_y , l'effort de pêche déployé l'année y , quand les individus de la cohorte appartiennent au groupe d'âge t , cela se traduit par la relation :

$$F_t = q_t * E_y \quad [3]$$

Le coefficient q_t est la capturabilité des individus du groupe d'âge t . Il caractérise leur interaction (accessibilité, vulnérabilité) avec les engins de pêche utilisés (efficacité, sélectivité). Cette interaction varie selon l'âge ; elle est nulle, par exemple, entre les âges t_r et t_c . On appelle profil ou diagramme d'exploitation, la distribution des valeurs de mortalité par pêche F_t en fonction de l'âge t . Un régime d'exploitation résulte de la combinaison d'un profil d'exploitation et d'un niveau d'effort de pêche.

Dès lors qu'il y a mortalité par pêche, il y a capture. Le nombre d'individus de la cohorte capturés à l'âge t sur un intervalle de temps de durée t est donné par l'équation des captures :

$$C_t = F_t * N_t * [1 - e^{-(F_t + M_t) \cdot \Delta t}] / (F_t + M_t) \quad [4]$$

Le second mécanisme est la croissance pondérale qui contribue à l'accroissement de la biomasse de la cohorte. Elle peut être décrite par différentes équations mathématiques. Quel qu'en soit le choix, on aboutit à une série de valeurs W_t des poids moyens des individus aux âges t successifs, qui permet tant de passer des effectifs N_t aux biomasses B_t , et des captures en nombre C_t aux captures pondérales Y_t :

$$B_t = N_t * W_t \quad [5]$$

$$Y_t = C_t * W_t \quad [6]$$

Il est une évolution particulièrement intéressante à suivre: celle de la biomasse d'une cohorte non exploitée au fil des âges. Seule la mortalité naturelle M concourt alors à la décroissance des effectifs N_t . La croissance pondérale individuelle est d'abord rapide chez les jeunes, puis ralentit jusqu'à atteindre un plateau. La biomasse B_t , produit à chaque âge de l'effectif par le poids individuel moyen, présentera donc une phase initiale d'augmentation -tant que les gains de poids dépassent les pertes par mortalité-, un maximum, puis une phase de diminution -dès que la mortalité l'emporte sur la croissance-, pour s'annuler à la mort du dernier représentant de la cohorte (fig.

2.2). Le maximum est atteint à un âge t_{cri} , dit de biomasse maximale de la cohorte non exploitée. L'âge t_{cri} est atteint d'autant plus tôt que la mortalité naturelle est forte et la croissance rapide. Si la préoccupation était de maximiser la capture pondérale, la stratégie idéale d'exploitation consisterait à épargner les individus jusqu'à ce qu'ils atteignent l'âge t_{cri} pour les capturer massivement à cet âge. Une telle stratégie n'est applicable que dans des élevages où l'on contrôle parfaitement les effectifs. Dans la pêche, comme dans certains élevages de type extensif d'animaux mobiles où la capture s'effectue dans des conditions comparables à celles de la pêche, on doit se contenter d'une stratégie sous-optimale qui consiste à retarder l'âge de première capture pour le rapprocher autant que possible de l'âge critique et à épuiser ensuite la cohorte aussi rapidement que possible.

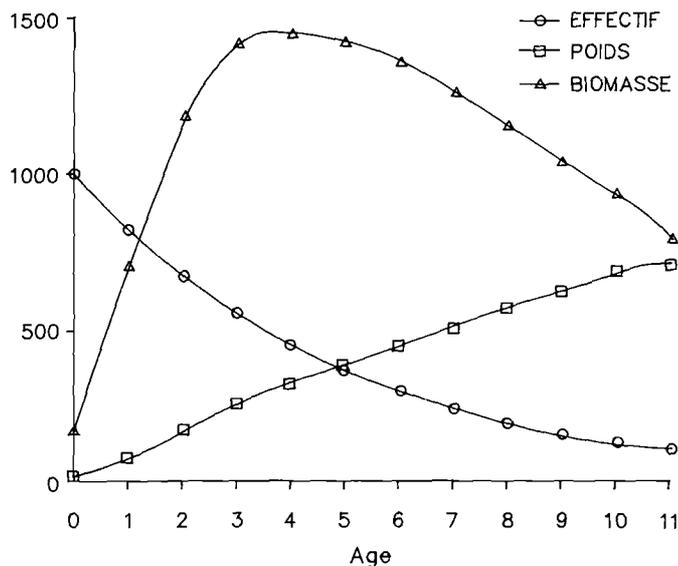


Figure 2.2 - Evolution d'une cohorte non exploitée au cours de son existence : effectif, poids individuel et biomasse totale.

Si l'on considère non plus une cohorte isolée au fil du temps, mais le stock une année y donnée, les groupes d'âge qui le composent appartiennent à des cohortes distinctes (les colonnes sur la figure 2.1). La biomasse totale du stock B_y et la capture pondérale totale Y_y sont obtenues par sommation des contributions $B_{t,y}$ et $Y_{t,y}$ des groupes d'âge représentés. De la même façon, si l'on désigne par O_t la fécondité spécifique des individus d'âge t , exprimée en pourcentage d'individus matures ou en nombre d'oeufs par femelle, on obtient par le produit $B_t * O_t$ la contribution du groupe

d'âge t à la biomasse féconde, cette dernière étant calculée par cumul sur les groupes d'âge.

2.3. Situations d'équilibre et contraintes d'ajustement

Supposons que l'objectif soit d'analyser la réponse du stock, en termes de capture pondérale et de biomasse exploitable, à un régime particulier d'exploitation. Le modèle analytique de représentation des états des cohortes aux âges successifs entre t_r et T sera construit à partir des éléments de base décrits à la section précédente. Les paramètres démographiques sont les mortalités naturelles M_t et les poids individuels moyens W_t aux différents âges. Les mortalités par pêche F_t caractérisent le régime d'exploitation (profil et amplitude). Les variables d'état des cohortes sont les effectifs N_t des groupes d'âge, qui varient entre R au recrutement et N_T (éventuellement nul s'il y a extinction de la cohorte) en fin d'exploitation, et les biomasses B_t .

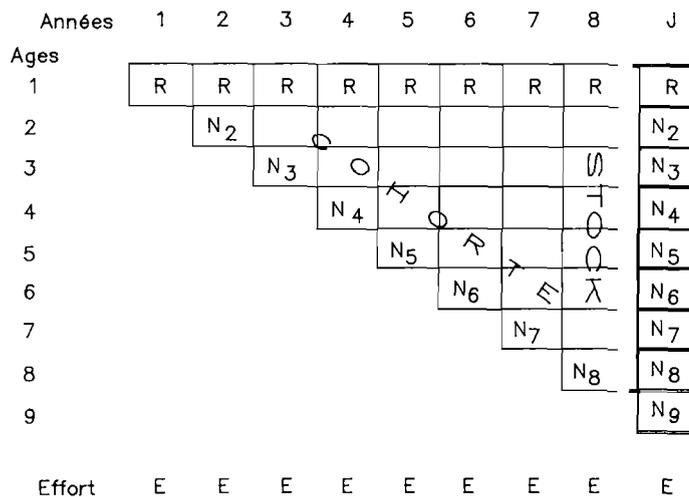


Figure 2.3 - Simulation des conditions d'équilibre : équivalence entre le stock sur une année (colonne) et la cohorte au cours de son existence (diagonale).

Considérons une cohorte à un moment donné, alors que ses membres appartiennent au groupe d'âge t . Comme l'indique l'équation [4], la capture C_t ou Y_t est fonction de la mortalité par pêche F_t et proportionnelle à l'effectif N_t du groupe d'âge. Ce dernier dépend quant à lui du recrutement R de la cohorte et des mortalités qu'elle a subies entre les âges t_r et $t-1$. Autrement dit, la contribution d'une cohorte aux

captures l'année considérée dépend non seulement de l'état courant du groupe d'âge et de la mortalité par pêche envisagée, mais aussi de tous les paramètres qui ont déterminé l'histoire passée de la cohorte. De la même façon, en démographie humaine, la mortalité supplémentaire subie par les classes d'âge ayant participé à une guerre continue d'apparaître sur les pyramides d'âge masculines jusqu'à la disparition de ces classes de la population. On conçoit donc que la réponse au régime d'exploitation considéré des différents groupes d'âge constituant le stock une année donnée ne puisse être exprimée sans référence aux régimes passés : les phases de transition correspondent aux passages entre deux états successifs d'équilibre.

Pour maîtriser l'exercice, en réduisant le nombre de variables, on a recours à un artifice qui consiste à simuler les états d'équilibre du stock selon le mécanisme illustré sur la figure 2.3.

On commence par supposer qu'à compter de l'année 1 d'instauration du régime en question (diagramme d'exploitation donné et effort E), le recrutement (ici à l'âge 1) des cohortes successives est identique et égal à une valeur R moyenne. On applique ensuite ce régime, aussi longtemps que de besoin, de façon que toutes les cohortes auxquelles appartiennent les groupes d'âge composant le stock n'aient subi que lui. On commence alors seulement à comptabiliser les captures. Dans ces conditions, toutes les cases situées sur une même ligne de la figure 2.3 contiennent la même valeur, qu'il s'agisse des effectifs N_t , des mortalités M_t et F_t ou des captures C_t ou Y_t . On ne tient pas compte des cases, non représentées, situées sous la diagonale dont l'état dépend de régimes antérieurs différents. L'équilibre ainsi obtenu l'année J se maintiendra tant que le même recrutement R et le même régime d'exploitation seront conservés : sous ces conditions, l'état et la production du stock, année après année, sont équivalents à ceux d'une cohorte sur la durée de son exploitation. Il s'agit là d'une situation artificielle : en aucune façon un stock en milieu naturel n'est totalement stabilisé du fait de la seule adoption d'un même régime d'exploitation. (Les implications de cette hypothèse de travail seront discutées plus loin). En revanche, elle permet de mettre en évidence les effets sur le stock et les captures, de choix stratégiques d'exploitation qui ne sont pas clairement révélés par simulation des phases de transition.

Le modèle d'analyse ayant ainsi été spécifié à la fois dans sa structure (analytique) et dans son contexte d'application (équilibre), il reste à en évaluer les paramètres. Les mortalités naturelles sont difficiles à estimer : elles sont souvent fixées par analogie avec des déterminations antérieurement établies pour des espèces analogues. La croissance pondérale aura été décrite à partir d'échantillons. Le plus lourd travail d'application porte sur la détermination et le suivi des mortalités par pêche F_t .

Sur ce point précis, les halieutes sont confrontés à un problème spécifique, qui résulte de l'impossibilité physique fréquente de dénombrer les effectifs des groupes d'âge et du stock sous l'écran de la surface de l'eau. Ils ont pour cela été amenés à développer une technique particulière, l'analyse de cohortes (Gulland 1965), qui permet, sous certaines conditions, de reconstituer les effectifs successifs d'une cohorte à partir des captures effectuées aux différents âges. En bref, si les captures en nombre cumulées sur une cohorte aux âges t , $t+1$, ... et T sont de X poissons, c'est que l'effectif N_t de la cohorte à l'âge t était au moins égal à X . Il faut aussi tenir compte de la mortalité naturelle intervenant sur chaque groupe d'âge. Pour l'essentiel, l'analyse de cohortes réalise cette correction des décès et permet d'obtenir les effectifs N_t de chaque cohorte composant le stock exploité pour chaque âge et chaque année. La mortalité naturelle M_t étant connue, il est alors facile de déterminer, à l'aide de l'équation des captures [4], la mortalité par pêche F_t correspondant à une capture C_t sur l'effectif N_t .

3. Le modèle de base et ses développements

3.1. Modèles élémentaires de production

Le modèle le plus simple a été esquissé : il suppose un stock homogène exploité par une flottille unique ; il est bâti sur les équations de survie [2] et des captures [4 et 6] qui quantifient les contributions de chaque groupe d'âge. Son objectif est simple : un recrutement R étant donné, évaluer les productions globales d'un stock, d'une part, et les abondances correspondantes qui détermineront les rendements individuels des bateaux, correspondant aux divers régimes d'exploitation envisageables, d'autre part.

Historiquement, la formulation initialement la plus couramment utilisée a été celle de Beverton et Holt (1957). Elle est basée sur un sous-modèle particulier de croissance en longueur (celui de von Bertalanffy 1938) et de relation taille-poids, et sur un profil d'exploitation simplifié selon lequel la mortalité par pêche est nulle entre les âges t_r et t_c , puis comprend, au plus quelques paliers, en pratique souvent un seul, à mortalité par pêche constante. Le coefficient de mortalité naturelle est lui aussi constant à tous les âges. Les facilités offertes par les moyens de calcul modernes permettent d'éviter cette schématisation des diagrammes de mortalité et de prendre en compte les profils d'exploitation plus réalistes que produit l'analyse de cohortes : la sélectivité est progressive à partir de l'âge t_r , se stabilise sur les âges de capturabilité maximale et peut éventuellement décroître au-delà d'un certain âge. Le prototype des modèles à diagramme d'exploitation complexe, actuellement les plus utilisés, a été développé par Ricker (1958, 1975).

Comme indiqué précédemment, le régime d'exploitation peut être modifié par l'intermédiaire des deux variables de choix que sont le taux global d'exploitation et sa distribution en fonction de l'âge. Si l'on suppose cette dernière figée, on comparera à l'aide de graphiques simples les effets de changements dans le taux d'exploitation par rapport à l'effort de pêche courant. Sur la figure 2.4 sont représentés deux profils types des courbes de capture pondérale à recrutement constant (en valeurs relatives pour l'exemple). Le premier, dit en dôme, présente un maximum pour un niveau intermédiaire d'effort, puis un déclin lorsque ce dernier et, donc, la mortalité par pêche augmentent. Le niveau d'effort ou de mortalité par pêche pour lequel la capture pondérale est maximale pour le diagramme d'exploitation considéré est noté E_{\max} ou F_{\max} . On notera que ce maximum est relatif : il dépend du diagramme choisi ; ce n'est donc, ni nécessairement le *maximum maximorum*, ni un optimum d'aucune sorte. Du point de vue de la rationalisation de la pêcherie, il indique seulement que, si l'on voulait maximiser la capture sans toucher au diagramme d'exploitation, alors le niveau d'effort de pêche devrait être fixé à E_{\max} . On verra plus loin comment, avec la seconde variable de choix, déterminer des diagrammes permettant de déplacer ce maximum. Les courbes en dôme résultent généralement d'une stratégie d'exploitation dans laquelle la mortalité par pêche est forte sur les groupes d'âge plus jeunes que t_{cri} . En revanche, si l'on retarde l'âge de première capture aux alentours de l'âge critique, on obtient des courbes de production présentant un plateau. L'explication en est que, la biomasse de la cohorte décroissant naturellement au delà de l'âge t_{cri} , on doit, pour maintenir un niveau de production, déployer une pression de capture susceptible de compenser cette décroissance. Pour les pêcheries où ce type de profil prévaut, l'effort peut ainsi varier sur une large plage sans que la production pondérale en soit significativement affectée.

On soulignera également que biomasse, rendements par navire -qui lui sont proportionnels- et biomasse féconde déclinent de façon monotone dès la mise en exploitation du stock : un tel déclin ne constitue donc pas, seul, un signe de surpêche.

Dans une seconde perspective, on pourra chercher à moduler, à effort de pêche constant, le diagramme d'exploitation. Le plus souvent, on fera varier l'âge t_c de première capture pour simuler les effets de mesures techniques, telles que changements de maillage ou limitations de la pêche sur les aires et saisons où les juvéniles sont concentrés. Selon le modèle, on annulera F entre l'ancien et le nouveau t_c , ou on appliquera au diagramme de base des coefficients correcteurs correspondant aux nouvelles caractéristiques de sélectivité.

De façon plus générale, on analysera les effets de la modulation simultanée des deux variables de contrôle, t_c et effort total. Les réponses du stock peuvent être comparées sur une représentation dans laquelle les âges t_c et les maillages correspondants sont portés sur un axe et les niveaux d'effort sur l'autre. On réunit alors

les points correspondant à une même capture pondérale par des courbes, les isoplèthes, comme cela est illustré sur la figure 2.5 empruntée à Le Guen (1971). Les isoplèthes, reflétant par essence des combinaisons d'effort et de diagrammes d'exploitation, mettent en évidence les enjeux et compromis entre les deux variables pour maintenir ou, mieux, améliorer la production. A qui voudrait y regarder de plus près, elles illustrent bien les options. Ainsi, les changements de maillage sont d'autant plus bénéfiques que l'effort de pêche est plus élevé : il faut que les individus épargnés non seulement gagnent du poids, mais encore aient une probabilité plus forte de mourir par pêche que de mort naturelle. Selon le modèle, le stock ne manifeste aucune tendance interne en dehors de celles qui résultent de la manipulation des variables de contrôle. De même, un changement de maillage n'est pas seul suffisant pour stabiliser la pêcherie sur une courbe de production donnée : il faut simultanément contrôler l'effort de pêche. Ce type de graphique illustre aussi la relativité des maxima de production et des F^{\max} correspondants. On attirera enfin l'attention sur le fait que chaque point des isoplèthes de la figure 2.5 correspond à une situation d'équilibre caractéristique du régime d'exploitation choisi.

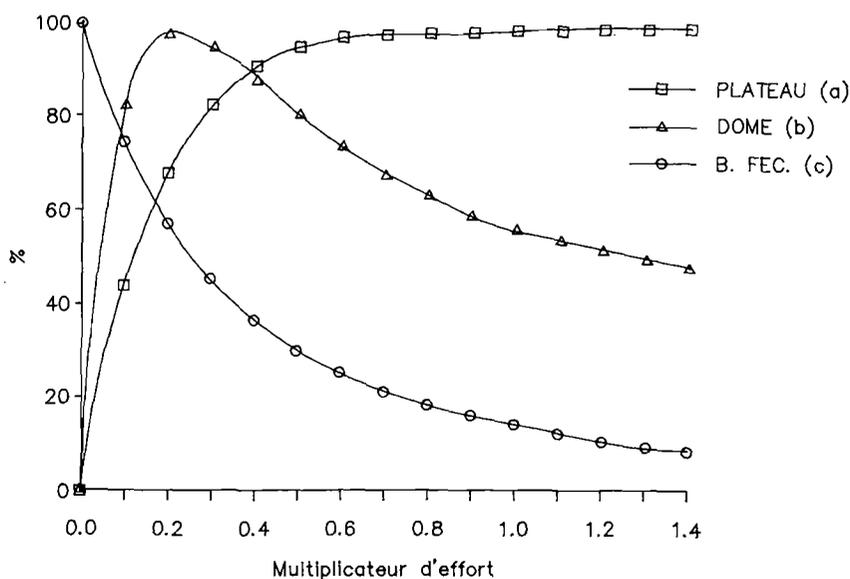


Figure 2.4 - Simulations simples à l'équilibre (recrutement constant et diagramme d'exploitation figé) de la biomasse, du rendement et de la production d'un stock en fonction de l'effort de pêche total :

(a), (b) : courbes de production,

(c) : biomasse exploitable, rendement par navire ou biomasse féconde totale.

Ainsi le modèle répond clairement aux questions initialement posées : il illustre le caractère limité de la production, le déclin régulier des rendements avec l'augmentation de l'effort de pêche, et l'effet pernicieux d'une exploitation intensive prématurée de chaque cohorte.

Il élucide aussi les causes structurelles des problèmes qui apparaissent fréquemment avec l'expansion d'une pêcherie. Ainsi, quand la réponse du stock aux variations d'effort décrit une courbe en dôme, le fait qu'une augmentation de l'effort puisse, au delà d'une certaine limite, engendrer une baisse de production globale reste un paradoxe encore imparfaitement assimilé. Pour certains, si l'on débarque aujourd'hui Y tonnes par an avec 10 bateaux, soit un rendement $U = Y/10$, l'armement d'un onzième bateau pêchant comme les autres devrait amener la production à $11 * U$ tonnes par an. Le modèle montre que ce type d'extrapolation est erroné et que l'addition du onzième bateau se fera toujours au détriment des rendements des navires

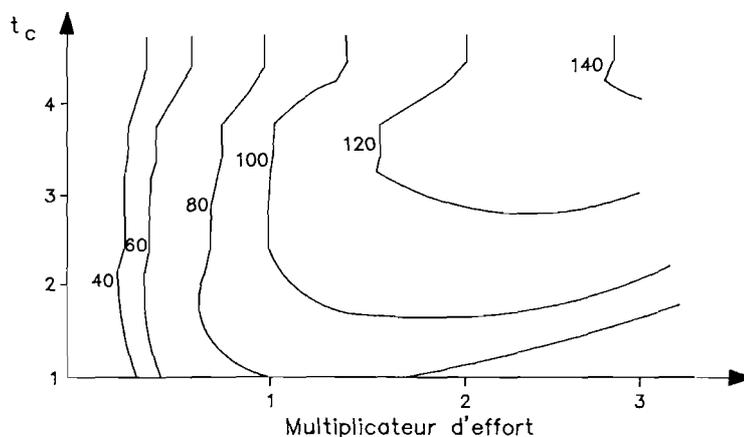


Figure 2.5 - Isoplèthes (espérance de production par recrue) en fonction de l'effort de pêche total et la taille de la première capture (d'après Le Guen 1971).

déjà en activité mais, éventuellement, dégradera aussi la production de l'ensemble de la flottille. Une analyse plus fine des effets de l'adjonction de nouveaux navires, par comparaison de l'efficacité marginale globale (pour la flottille considérée globalement) et de l'efficacité marginale sectorielle (correspondant aux seuls nouveaux bateaux), montre qu'un armement individuel peut toujours escompter accroître sa propre production, même si cela se traduit par une baisse de production dans la pêcherie et si l'accroissement de sa production correspond en majeure partie à des captures qui étaient réalisées déjà par la flottille en place (Gulland 1968). Les compromis, entre

niveau préféré d'effort et choix d'un diagramme d'exploitation adéquat, évoqués plus haut sont une règle incontournable que le modèle permet de démontrer à l'envi.

3.2. Quelques extensions

Sans quitter le cadre de pêcheries unispécifiques et uniflottes, le modèle permet d'approcher également certains aspects de la conservation de la ressource. On peut, par exemple, utiliser un produit intermédiaire du modèle, les effectifs aux âges, pour évaluer l'impact de différents régimes d'exploitation sur la fécondité du stock. On calcule pour cela la biomasse féconde par recrue. A titre d'exemple, on a indiqué sur la fig. 2.4 la courbe des biomasses fécondes de la cohorte à l'équilibre, résultant d'exploitations à divers niveaux d'effort sous un diagramme donné. Certains régimes peuvent amener cette biomasse à des valeurs suffisamment faibles pour que l'on craigne pour sa capacité de reproduction. Sur l'exemple donné, le régime courant (multiplicateur d'effort égal à 1) ne laisse survivre que 15 % de la biomasse féconde du stock inexploité. Toutefois, l'appréciation du seuil de risque requiert des connaissances complémentaires relatives au taux de survie des oeufs pondus (chapitres 4, 5, 6 et 9). On retiendra pour la suite que, pour un diagramme d'exploitation donné, il correspond à chaque intensité d'effort une valeur de biomasse féconde par recrue :

$$\beta = BF/R.$$

Le modèle simple ne décrit que la phase recrutée et suppose le recrutement R donné en externe. On peut y greffer un autre modèle décrivant les phénomènes de reproduction, en particulier la relation stock-recrutement qui lie le recrutement à la biomasse féconde qui lui donne naissance (chapitre 4 et 6). Cette relation ne peut être simplement linéaire : cela conduirait inéluctablement à l'explosion ou à l'extinction du stock. Si le recrutement croît dans un premier temps avec l'augmentation de biomasse féconde, il doit, au-delà d'une certaine valeur de biomasse de reproducteurs, plafonner (relation de Beverton et Holt 1957), voire décroître (relation de Ricker 1954) sous l'effet de phénomènes de saturation dépendants de la densité du stock. On écrira la relation sous la forme générale d'une fonction :

$$R = f(BF).$$

L'adjonction des compartiments phase recrutée + stock-recrutement conduit aux modèles auto-régénérants, dont les valeurs remarquables sont le recrutement équilibré R_e et la production équilibrée correspondante Y_e . Considérons pour simplifier que le diagramme d'exploitation soit fixé et que, conformément à la relation [3], la mortalité par pêche soit proportionnelle à l'effort E . Le modèle de fécondité par recrue évoqué

ci-dessus indique qu'à tout recrutement R correspond, pour une valeur donnée de E , une biomasse féconde BF ; cette dernière décroît quand l'effort augmente (figure 2.4) et peut être écrite comme une fonction linéaire de l'effort :

$$BF(E) = \beta(E) * R.$$

A effort donné, le système [BF donne R donne BF] se stabilise à un niveau de biomasse féconde équilibrée BF_e produisant un recrutement équilibré R_e , lequel peut être calculé analytiquement si la relation stock-recrutement est une fonction explicite. Le résultat majeur fourni par les modèles auto-régénérants est qu'il existe des régimes d'exploitation tels que la biomasse féconde par recrue peut chuter en-deçà des valeurs assurant le maintien du stock et, surtout, que l'effondrement peut apparaître brutalement pour un faible surcroît d'effort.

La mise en oeuvre des modèles auto-régénérants se heurte, hélas, en pratique à la difficulté d'explicitier la relation stock-recrutement. En effet, divers processus liés à l'environnement interviennent dans le succès du recrutement (c'est-à-dire, le taux de survie des oeufs jusqu'à l'arrivée de la cohorte dans la phase exploitée ; chapitres 4, 5, 6 et 9) . Les conséquences des fortes fluctuations qui en résultent sont doubles : elles masquent la relation stock-recrutement et leur distribution ne suit pas nécessairement une loi normale. Plusieurs processus hydroclimatiques, obéissant à des échelles de temps différentes, interviennent en effet souvent sur des phases distinctes de l'ontogénèse. Par ailleurs, des cycles pluriannuels, à l'image des variations à long terme du climat, peuvent apparaître invalidant l'hypothèse de travail initiale d'invariance moyenne du recrutement (chapitres 4, 6 et 9). Enfin, là où l'on dispose de mesures acceptables, les observations de biomasse féconde disponibles couvrent souvent des plages relativement étroites excluant les fortes et les très basses abondances.

L'absence de relation stock-recrutement explicite ne constitue pas une raison suffisante pour ignorer le phénomène. Les fortes fluctuations de certains stocks, pélagiques notamment, et la brutalité des transitions montrées par les modèles auto-régénérants appellent à la vigilance. Cela conduit à considérer des modèles, dits stochastiques, dans lesquels certains paramètres présentent des variations aléatoires selon une certaine distribution de probabilité, par opposition aux modèles dits déterministes, objets prioritaires de cet exposé, dans lesquels les paramètres sont fixés.

Ainsi, si l'on considère des variations aléatoires du recrutement ou des paramètres de la relation stock-recrutement, une procédure courante consiste à effectuer, à l'aide du modèle de base, des séries de simulations pour une succession de valeurs des paramètres issues de distributions observées ou théoriques. A chaque régime correspond alors, non plus une réponse unique, mais une distribution de réponses autour d'une valeur centrale, chacune dotée d'une probabilité d'occurrence.

Pour les besoins de la gestion, l'évaluation des régimes se fait en tenant compte à la fois de la réponse centrale et du risque d'événements indésirables. C'est une qualité de cette approche que d'explicitier la notion de risque, liée à l'incertitude, dans les processus de décision.

Les techniques de simulation par répétitions permettent de prendre en compte les incertitudes sur d'autres paramètres : variabilité de la croissance, de la mortalité naturelle, de la capturabilité, erreurs sur les mortalités par pêche liées aux erreurs sur les captures aux âges dans l'analyse de cohortes. Ceci ressort du domaine des analyses de sensibilité qui permettent d'apprécier la robustesse des conclusions vis-à-vis de ces diverses sources d'incertitude (chapitre 13).

3.3. Applications à l'aquaculture

Compte tenu du sujet couvert par cet ouvrage, il convient de mentionner les analogies et les applications possibles du modèle halieutique aux différentes formes d'aquaculture. Les notions de cohorte et de groupe d'âge demeurent valides, ainsi que le modèle [1] de mortalité. Plusieurs situations, qui dépendent des fonctions biologiques des populations et des variables du milieu contrôlées dans chaque système, sont à envisager.

Dans les élevages confinés, comme dans ceux qui portent en milieu ouvert sur des animaux immobiles (conchyliculture), le modèle privilégiera le suivi de la biomasse en culture ; la récolte pourra être perçue comme un retrait instantané de la biomasse sans qu'un coefficient de mortalité par pêche soit nécessairement explicité. Les problématiques sont tout à fait similaires : décider de la date du prélèvement, compte tenu du bilan croissance-mortalité, pour maximiser le profit des exploitants.

Dans les élevages de type extensif au sens écologique du terme (chapitres 5, 8 et 9), l'appréciation des possibilités et des modalités de forçage du recrutement sera facilitée par les connaissances de la dynamique de la phase prérecrutée et le déterminisme de son recrutement.

Dans toutes les formes d'élevage, les phénomènes dépendant de la densité sont susceptibles d'affecter la croissance, la mortalité et la morbidité. Alors qu'ils jouent un rôle souvent modéré dans la phase exploitée des stocks halieutiques et sont pour cette raison fréquemment négligés, ils sont ici susceptibles d'intervenir fortement. Ils offrent de ce fait des perspectives importantes d'optimisation des élevages. On met ainsi en

évidence (chapitre 7) des limites trophiques de production des écosystèmes naturels ou artificiels (bassins).

A cet égard, comme à celui du recrutement, les situations d'équilibre ne constituent pas nécessairement le seul scénario. Notons enfin que si les développements qui vont être évoqués plus loin concernent en premier lieu les modèles halieutiques, ils ont leur pendant dans les modèles aquacoles : traduire, par exemple, métiers par modes de culture, les analogies dans les approches plurispécifiques et bio-économiques étant plus évidentes.

3.4. Modèles plurimétiers

En pratique, il est rare qu'un stock soit exploité par une flottille homogène utilisant un seul type de navire et d'engin, selon un déploiement uniforme dans l'espace et dans le temps. Dans une pêcherie (chapitre 17), peuvent intervenir plusieurs métiers, un métier étant défini, premièrement, par un type d'engin et des groupes d'âge ou espèces cibles et, secondairement, par les variables qui leur sont liées : catégories de navires, choix des zones et saisons de pêche (CEE 1987). Aux fins de rationalisation des pêcheries composites, il est de première importance que soient prises en compte les contraintes et opportunités de chaque métier, leur contribution à la production et la pertinence des mesures techniques qui leur sont applicables : la sélectivité des chaluts s'exprime, par exemple, différemment de celle des palangres.

En la matière, le modèle analytique est particulièrement bien adapté du fait de la souplesse de l'équation des captures. Si, au total $C_{t,}$ des captures en nombre de l'ensemble des métiers à l'âge t correspond la mortalité par pêche totale $F_{t,}$, aux captures $C_{t,m}$ réalisées au même âge par le métier m correspond une mortalité par pêche $F_{t,m}$ telle que :

$$F_{t,m} = \frac{C_{t,m}}{C_{t,}} * F_{t,}$$

L'analyse de cohortes, toujours réalisée sur les captures totales, ayant fourni les estimations de mortalités $F_{t,}$ aux âges t_c à T , celles-ci peuvent être ventilées au prorata des captures partielles $C_{t,m}$ de chaque métier pour obtenir le diagramme d'exploitation spécifique de chaque métier.

Dans la phase de simulation, le modèle vise à expliciter la réponse globale du stock (production et biomasse) ainsi que la part revenant à chaque métier, aux régimes particuliers appliqués à l'ensemble ou à des sous-ensembles de métiers. Par rapport aux options du modèle simple, les variables de contrôle sont multipliées puisque l'on considère pour chaque métier un multiplicateur d'effort et, au besoin, des coefficients de correction de son diagramme d'exploitation courant. Les résultats sont représentés par des isoplèthes dans laquelle les multiplicateurs d'effort de couples de métiers sont portés sur chacun des axes. Graphiquement, on est limité à des images à deux métiers (cas de la fig. 2.6), les situations à trois métiers ou plus étant difficiles à représenter. Comme dans le cas des variations de diagramme d'exploitation d'une flottille (fig. 2.5), les isoplèthes indiquent qu'une même production totale peut être obtenue pour différentes combinaisons d'effort et de diagrammes d'exploitation des métiers. Enfin, si les diagrammes propres des métiers ne coïncident pas, le diagramme global sera modifié chaque fois que le niveau d'effort sera modifié dans l'un ou l'autre des métiers.

Ce type de démarche constitue un progrès considérable pour la compréhension des pêcheries composites et des interactions techniques entre opérateurs dont elle met en évidence les termes de concurrence (chapitre 17). Des métiers peuvent intervenir de façon séquentielle (l'un exploitant les poissons ayant survécu à l'exploitation par un autre) ou être en concurrence parallèle, avec divers degrés de chevauchement. Dans le premier cas, la concurrence ne s'exerce pas sur un pied d'égalité. Certains régimes peuvent de ce fait engendrer, pour certains opérateurs, des contraintes inacceptables sans mesures d'accompagnement (chapitre 14). Les résistances de certains à des augmentations de maillage justifiées par l'intérêt général peuvent s'expliquer largement lorsque les métiers auxquels on envisage de les imposer sont susceptibles de subir une perte momentanée, non obligatoirement suivie de gains, alors que ceux qui ne sont pas touchés n'enregistrent que des gains. Ces situations de concurrence déséquilibrée sont fréquentes : pêcheries séquentielles de crevettes tropicales entre lagune et mer, conflit entre prises accessoires des métiers à petits mailles et captures dirigées (pêcheries de consommation/pêcheries minotières ⁽¹⁾ en mer du Nord, merlu/langoustine ou sole/crevette grise dans le golfe de Gascogne, ...), pêcheries artisanales côtières et pêcheries industrielles du large, pêches thonières de surface à l'appât vivant et à la palangre dérivante, pêches d'espèces anadromes en mer et en rivière, pêche nationale et pêche étrangère dans une zone économique exclusive, etc.

Des situations analogues s'observent également lorsque des métiers différents opèrent successivement au cours de l'année sur de mêmes stocks. L'analyse de cohortes et la ventilation des mortalités par pêche partielles seront alors réalisées selon une même échelle temporelle de façon à définir les diagrammes saisonniers spécifiques de chaque métier. Compte tenu du fait que certains de ceux-ci ont une activité typiquement

(1) On appelle pêcheries minotières, des exploitations dont la production est destinée à la fabrication de farine.

saisonnière, on pourra rechercher les stratégies d'allocation de l'effort par métier et par saison optimisant les productions globale et par métiers : l'optimisation visera notamment à minimiser les ruptures dans les calendriers d'exploitation propres à chaque métier (chapitre 17).

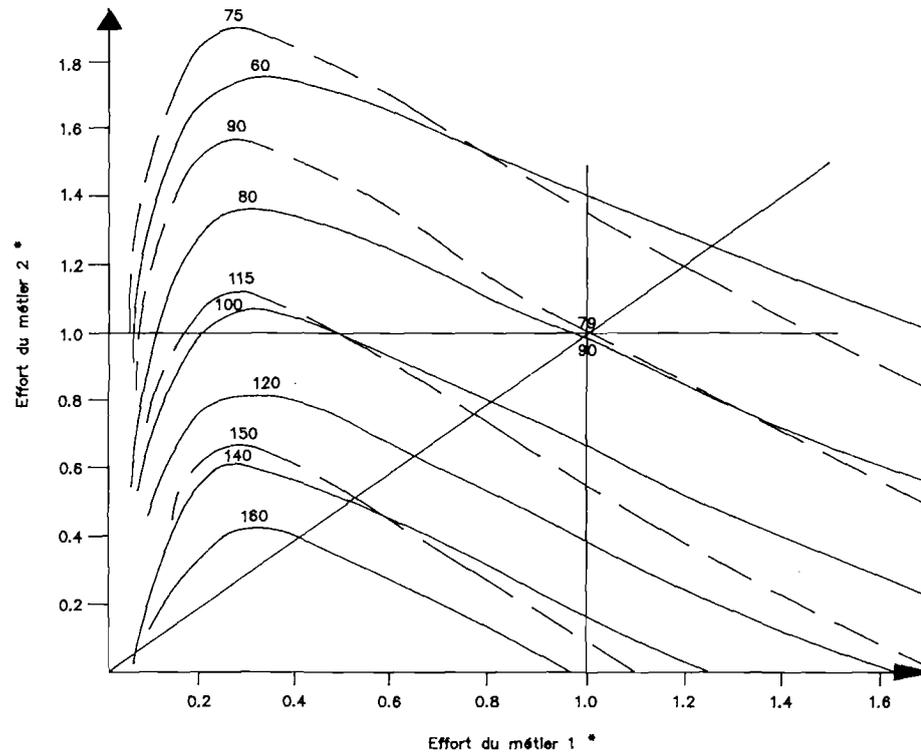


Figure 2.6 - Analyse de pêcheries plurimétiers : isoplèthes (production par recrue) du métier 1 (trait plein) et pour la pêcherie (tirets) selon l'effort déployé par les deux métiers

3.5. Modèles plurispécifiques

En plus de la distinction de métiers, on est conduit à analyser conjointement plusieurs stocks lorsque, comme c'est le cas dans beaucoup de pêcheries (chapitre 17),

ceux-ci sont exploités simultanément. Ces pêcheries composites donnent lieu à deux types d'interactions :

- des interactions trophiques entre stocks prédateurs -cannibalisme compris- proies, compétiteurs (chapitre 3) ;

- des interactions techniques : la co-occurrence de stocks dans une zone entraîne des captures incidentes, plus ou moins inévitables, de l'un dans une pêche fût-elle dirigée vers un autre stock cible.

Les interactions techniques se traitent selon la démarche présentée dans la section précédente dans la mesure où l'on dispose, toujours grâce aux analyses de cohortes, des diagrammes d'exploitation propres à chaque stock et à chaque métier. On raisonne encore à recrutement R constant, mais celui-ci est cette fois globalisé sur l'ensemble des stocks, chacun participant à R en proportion de son recrutement spécifique moyen. Les régimes sont décrits par le niveau d'effort alloué à chaque métier et les diagrammes d'exploitation de chaque métier pour chacun des stocks intervenant dans ses captures. En déplaçant l'effort d'un métier vers un autre, on simule des changements de cibles dans les sous-ensembles de la pêcherie. L'analyse vise à comparer les stratégies d'exploitation susceptibles de conduire aux objectifs de production, globale et sectorielles, recherchés, en tenant compte éventuellement des préoccupations qui s'imposent en matière de conservation de la ressource. Elle met en évidence les interactions entre métiers et les compensations que l'on peut dégager entre diverses composantes de la ressource lors de la mise en oeuvre de mesures réglementaires -en particulier les augmentations de maillages et les cantonnements. On analyse ainsi les compromis possibles. A cet égard, la nécessité de prendre en compte les valeurs unitaires au débarquement des différentes espèces est évidente. Les cas d'application sont en gros les mêmes que ceux des modèles plurimétiers, mais on intègre ici l'ensemble des prises, par espèces principales et accessoires, des métiers au lieu des seuls stocks sur lesquels reposent les interactions. Sous une forme à peine altérée, ce type de modèle a été utilisé pour l'évaluation des pêcheries de mer Celtique et du golfe de Gascogne (Anon. 1988).

Les relations trophiques entre espèces et populations donnent lieu à des développements beaucoup plus complexes. Pour une présentation de la signification de ces relations, de leur importance dans la dynamique des populations et pour l'évaluation des stocks, ainsi que des méthodes d'analyse, le lecteur se reportera au chapitre 3.

En principe, l'approche plurispécifique incluant les interactions trophiques devrait permettre d'analyser l'écosystème de façon très détaillée et, donc, potentiellement plus pertinente. Cet avantage se paye par la multiplication des paramètres qui, c'est une règle générale, fragilise les modèles et leurs résultats. D'une part, ces paramètres sont difficiles et coûteux à mesurer en raison de leur variabilité

selon l'année, la saison et le secteur géographique ; d'autre part, l'incertitude qui peut les entacher affecte la robustesse des conclusions. Cela explique que l'approche n'ait jusqu'ici été tentée, à titre scientifique, qu'en mer du Nord et en mer Baltique. En outre, comme pour d'autres problèmes de densité-dépendance, il n'est pas certain que les abondances quelque peu fictives simulées sous hypothèse d'équilibre permettent une juste quantification des relations prédateurs-proies. Les paramètres de ces dernières restent déterministes et ne rendent pas compte du comportement opportuniste de certains prédateurs. Surtout, l'analyse de cohortes plurispécifiques s'adresse par essence à la phase exploitée, alors que les interactions trophiques les plus cruciales semblent survenir au cours de la phase prérecrutée. Ces relations se modifient au cours des phases successives de l'ontogénèse. Les relations trophiques entre deux espèces ne sont donc pas univoques.

Ainsi, les modèles d'interactions techniques apparaissent actuellement mieux adaptés aux problèmes et aux possibilités d'action.

3.6. Vers les modèles bio-économiques

Pendant longtemps l'objectif formellement admis pour la rationalisation de l'exploitation a été la maximisation de la production pondérale. Son insuffisance a été critiquée par les économistes, puis par les biologistes. Elle est maintenant communément admise. L'optimisation de l'exploitation implique en effet que des critères appropriés aient été préalablement définis. Pour cela, les intrants (capital, main d'oeuvre, coûts variables) doivent être pris en compte au même titre que la valeur -et pas seulement le tonnage- de la production. L'intégration de ces facteurs conduit naturellement des modèles biologiques aux modèles bio-économiques (chapitre 13, Meuriot 1987). On se contentera d'indiquer ici les points de greffe des modèles économiques -en particulier les fonctions de valeur et de coût- sur les modèles biologiques.

Même dans leur état de développement actuel, et ils ne cessent d'évoluer, les modèles plurispécifiques et plurimétiers constituent le point de départ le plus approprié pour l'analyse des pêcheries. Ils correspondent à un premier besoin de décomposition des coûts de l'unité d'effort de pêche selon le métier (type de navire et d'engin, déploiement de l'effort dans l'espace et dans le temps). Comme l'effort de pêche n'a pas la même signification pour l'économiste et le biologiste, il importe que sa mesure nominale puisse être traduite aussi bien en coûts et en emploi qu'en mortalité par pêche. De même, la transcription des poids capturés en valeur, ou du moins une pondération adéquate, est une nécessité évidente lorsque l'on raisonne sur des productions constituées d'espèces et de catégories de taille différentes. L'intégration des

paramètres économiques amènera souvent à réviser la classification des métiers, celle-ci devant tenir compte autant des catégories de coûts et de valeurs que des diagrammes d'exploitation et de la composition spécifique et de taille des prises.

L'évolution des modèles statiques vers des modèles dynamiques impose plus encore ces décompositions. On voudra une représentation du comportement de la pêcherie sous l'effet de changements dans la composition spécifique de la ressource, en fonction de la flexibilité des flottilles vis-à-vis des métiers, comme en réponse aux changements d'opportunités induits par la conjoncture socio-économique (coût de l'énergie, de l'argent, marchés) ou réglementaire. Ces phénomènes dépendent toutefois des valeurs absolues des variables (effectifs des stocks par âge, quantités débarquées par espèces et catégories de taille, effort nominal, ...) et d'une échelle explicite des temps pour lesquelles les situations d'équilibre ne sont pas appropriées. Pour de telles simulations de portée opérationnelle, on préférera appliquer les modèles de cinétique de transition. Avec de tels outils, le point de vue de l'analyse différera sensiblement : plutôt que de décrire les conséquences de l'adoption de régimes normatifs spécifiés par l'autorité chargée de l'aménagement, on tentera d'apprécier l'évolution probable de la pêcherie sous l'effet des décisions que les opérateurs sont susceptibles de prendre (investissement/désinvestissement, choix des métiers et de l'effort alloué par métier) pour s'adapter aux fluctuations de la ressource, à la conjoncture économique comme aux décisions de nature économique et réglementaire relatives à l'environnement de leur activité (CEE/IFREMER 1986, CEE 1987).

4. Perspectives

En présentant l'outil d'analyse, on s'est efforcé de décrire simultanément le problème posé et l'aptitude de l'outil à évoluer pour rendre compte de situations devenant plus complexes (d'aucuns diraient plus réalistes), à mesure que progressaient la perception des questions et l'acuité des problèmes. Bien qu'accusé d'être réducteur, comme tout modèle, le modèle de base explicite la réponse d'un stock halieutique aux différents régimes de son exploitation et les opportunités qu'il offre comme les contraintes qui s'opposent à une pêche plus cohérente. Il démonte les processus à l'origine du déclin progressif des rendements, de la surexploitation biologique et de la tendance au surinvestissement, que connaissent la plupart des pêcheries en butée à la limite de production de la ressource. Il permet d'analyser la signification et l'intérêt des diverses stratégies de mise en valeur et de conservation des stocks halieutiques. Dans leurs grandes lignes, ces principes sont extrapolables aux autres formes d'exploitation et d'usage des écosystèmes naturels (chapitres 7, 12 et 19).

Au prix d'un surcroît qualitatif et quantitatif de données, les extensions plurimétiers et plurispécifiques autorisent une appréhension plus fine des enjeux comme des stratégies (combinaisons effort-maillage, allocation de l'effort entre métiers, compensations entre espèces) concourant à la réalisation des objectifs choisis. Les résultats des simulations étant alors nécessairement plus équivoques, les recherches s'ouvrent naturellement sur le comportement de pêcheries composites pour appréhender leur évolution probable en réponse à des sollicitations d'origines diverses, conjoncturelles autant que réglementaires. Dans cette évolution, la prise en compte des facteurs économiques et des incidences de l'insuffisance des dispositions relatives à la régulation de l'accès est un développement naturel.

Toutefois, les résultats obtenus en appliquant ces modèles aux cas concrets restent soumis à un certain nombre d'incertitudes que ne peut pallier un développement technique des outils existants. Elles affectent essentiellement trois éléments de la construction.

Premier élément, la mortalité naturelle, M , est un paramètre important des modèles et l'un des plus mal connus : pour l'évaluer, il faut que le stock soit peu ou pas exploité, ce qui exige un programme de collecte et de recherche spécifique difficile à justifier en l'absence de sollicitation économique. S'y ajoute le fait que M varie notoirement selon l'âge des individus, notamment chez les juvéniles (chapitre 3). L'approche plurispécifique incluant les interactions trophiques s'attache à élucider cet aspect. Sans importance pour les projections à court terme, l'incertitude sur M peut singulièrement biaiser les diagnostics de portée stratégique. S'il s'avère, par exemple, que la mortalité naturelle est nettement plus élevée qu'on ne le suppose, l'âge de biomasse maximale t_{cr} diminue et l'on glisse alors d'une courbe de production en dôme à une courbe en plateau : les conséquences biologiques d'une surcapitalisation éventuelle en sont amoindries. De la même façon, une sous-estimation de la mortalité naturelle des juvéniles surestime sensiblement l'impact de l'activité des métiers exploitant préférentiellement les jeunes sur les performances des autres métiers.

Deuxième point, l'incertitude sur le recrutement ne remet pas en cause la validité des analyses à l'équilibre visant à comparer les stratégies de rationalisation de l'exploitation d'un stock : en l'absence de tendance significative à long terme d'origine hydroclimatique ou de phénomènes soudains de même origine auxquels sont associés les explosions ou effondrements de stocks (chapitres 4, 6 et 9), les conclusions des évaluations ne sont pas affectées par la valeur absolue des recrutements annuels successifs ; le lieu des régimes d'exploitation n'en est pas modifié.

Toutefois, une meilleure connaissance de la relation stock-recrutement et de la distribution de la variabilité du recrutement, d'origine environnementale, améliorerait significativement l'exactitude et la précision des évaluations tirées des modèles auto-

régénérants et, par là, leur portée. L'appréciation de la relation stock-recrutement permettrait de juger de l'intérêt d'une gestion spécifique de la biomasse féconde pour, selon la forme de la courbe, optimiser le recrutement moyen ou prévenir son tassement chronique. A l'inverse, en l'absence de relation significative dans la plage de variation effective du stock, les stratégies visant à préserver un stock de reproducteurs ne se justifient pas, si ce n'est pour assurer le rendement des navires. Pour la prise en compte des effets de cette incertitude, les approches stochastiques ne sont qu'un pis-aller et c'est une recherche spécifique qu'il faut mener pour comprendre et quantifier les processus correspondants.

Actuellement, c'est sur les projections à court terme en situations de transition que la méconnaissance des fluctuations à court terme du recrutement a les conséquences les plus gênantes, et cela, d'autant plus que l'effet de ces fluctuations est exacerbé par la réduction du nombre des classes d'âge consécutive à la surexploitation. Or, c'est sur ces tâches opérationnelles de régulation immédiate des pêcheries que ces modèles sont actuellement les plus fréquemment utilisés. L'existence de surcapacités accroît artificiellement la complexité de la régulation, tout en réduisant la marge de manoeuvre.

Dernier point : sans que cela ait été relevé dans la présentation, l'hypothèse d'équilibre implique celle de l'invariance dans le temps des paramètres de mortalité naturelle, croissance et fécondité du stock. Ceux-ci sont susceptibles de varier sous l'effet des fluctuations de l'hydroclimat comme des processus liés à la densité du stock et de ceux avec lesquels il est trophiquement lié. La difficulté réside dans la distinction entre les causes d'origine environnementale et celles d'origine halieutique. Vis-à-vis des stratégies explorées par le modèle et du critère de stabilité, les écarts à cette hypothèse posent des problèmes de même type que ceux évoqués pour les variations de recrutement. En général, des fluctuations marquées des paramètres démographiques s'observent surtout lors de changements brusques de l'hydroclimat (El Niño), ou dans les zones de balancement des frontières des grands écosystèmes océaniques, au gré des changements climatiques à moyen et long terme (Cushing 1981).

Si la rigueur oblige à préciser les limites de la méthode et à en évaluer les implications, on prendra toutefois garde à ne disqualifier pour autant, ni la théorie, ni l'outil. Remédier aux causes flagrantes de mésexploitation, en assumant leurs origines politiques, permettrait un certain nombre de progrès structurels et, par là même, de résoudre beaucoup de problèmes conjoncturels. On a souligné que, dans la plupart des pêcheries, la variété des composantes de la ressource et la multiplicité des opérateurs rendait difficile la prise de décision. Mais à trop insister sur les incertitudes sous le seul angle de caution au laisser-faire ou à faire miroiter l'imminence de modèles plus exhaustifs ou de recherches plus accomplies n'est pas bon (chapitre 21).

Les biologistes ont mis en avant le risque d'effondrement de pêcheries économiquement et socialement significatives et les effets néfastes pour la profession d'une variabilité de la ressource accrue du fait d'une intensification excessive de la pêche comme arguments en faveur de politiques plus actives d'optimisation de la pêche. L'histoire de la pêche a fourni des illustrations du bien-fondé de ces craintes. Mais l'enjeu réel n'est-il pas plus subtil ? Le mauvais état général des ressources ne doit-il pas faire craindre une dégradation progressive d'un secteur viable, se manifestant par une accumulation de manques à gagner et de coûts inutiles -y compris pour une régulation avant tout conjoncturelle- ainsi qu'une perte d'emplois par substitution excessive d'équipements à la main-d'oeuvre entraînée par la compétition pour l'accès à la ressource (Meuriot 1986). Les valeurs absolues des termes en jeu à un instant donné peuvent faire considérer ces questions comme mineures. Elles prennent une autre signification dans une perspective à long terme. Pour la bonne santé des pêcheries, et pour ne pas hypothéquer de futures options, les biomasses et les rendements instantanés présentent au moins autant d'intérêt que la valeur absolue de la production actuelle.

REFERENCES

- Anon., 1988 - 'Report of the Working Group on Fisheries Units in Sub-Areas VII and VIII'. *Cons. int. Explor. Mer*, C.M. 1988/Assess., 3 : 82 p.
- Baranov, T.I., 1918 - 'On the question of the biological basis of fisheries'. *N. i Ikhtiologicheskii Int.*, I, 1 : 81-128.
- Bertalanffy, L. von, 1938 - 'A quantitative theory of organic growth'. *Hum. Biol.* 10, 2 : 181-213.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957 - 'On the dynamics of exploited fish and populations'. *Fish. Invest.*, Ser. 2, 19: 533 p.
- C.E.E., 1987 - 'Assessment of technical interactions in mixed fisheries'. Report of a workshop held at IFREMER in Nantes (France) under the auspices of EEC, DG XIV: 75 p.
- C.E.E./IFREMER, 1986 - 'Etude d'une gestion optimale des pêcheries de langoustines et de poissons démersaux en Mer Celtique'. Rapport CEE/IFREMER, 3ème phase : 150p.
- Cushing, D.H., 1981 - 'Fisheries biology. A study of population dynamics'. University of Wisconsin Press, 2nd ed. 295 p.
- Garstang, W., 1900-03 - 'The impoverishment of the Sea'. *J. mar. biol. Assoc. U.K.*, NS, 6 : 1-70.
- Graham, M., 1935 - 'Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 10: 264-274.
- , -, 1956 - 'Sea fisheries : their investigations in che United Kingdom', Ed. Arnolds, Publ. Ltd., London : 487 p.

- Gulland, J.A., 1965 - 'Estimation of mortality rates'. Annex to the Report of the Arctic Fisheries Working Group. *Cons. int. Explor. Mer*, C.M. 1965/3: 9 p.
- , --, 1968 - 'The concept of marginal yield from exploited fish stocks'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 32, 2 : 256-261.
- , --, 1977 - 'Fish Population Dynamics'. Wiley & sons, New York: 372 p.
- Heincke, F., 1913 - 'Investigations on the plaice. General report. 1. The plaice fishery and protective regulations'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 17 A: 153 p.
- Hjort, J., 1914 - 'Fluctuations in the great fisheries of northern Europe, viewed in the light of biological research'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 20: 228 p.
- Laurec, A. et Le Guen, J.C., 1981 - 'Dynamique des populations marines exploitées. I Concepts et modèles'. *Rapp. sci. tech. CNEXO*, 45: 118 p.
- Le Guen, J.C., 1971 - 'Dynamique des populations de *Pseudotolithus (Fonticulus) elongatus* (Bowd, 1825), Poissons Sciaenidae'. *Cah. ORSTOM, sér. Océanogr.*, IX, 1 : 3-84.
- Meuriot, E., 1986 - 'La flotte de pêche française de 1945 à 1983. Politiques et réalités'. IFREMER, Ressources de la mer: 182 p.
- , --, 1987 - 'Les modèles bio-économiques d'exploitation des pêcheries. Démarches et enseignements'. *Rapp. écon. jurid. IFREMER*, 4: 104 p.
- Petersen, C.G.J., 1894 - 'On the biology of our flatfishes and the decrease of our flatfisheries'. *Rep. Danish Biol. Stn.*, 4: 146.
- Ricker, W.E., 1954 - 'Stock and recruitment'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 11: 559-623.
- , --, 1958 - 'Handbook of computations for biological statistics of fish populations'. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 119: 300 p.
- , --, 1975 - 'Computation and interpretation of biological statistics of fish populations'. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191: 382 p.
- Rothschild, B.J. 1986 - 'Dynamics of Marine Populations'. Harvard University Press : 277 p.
- Russell, E.S., 1931 - 'Some theoretical considerations on the "overfishing" problem'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 6: 3-27.
- Schaefer, M. B., 1954 - 'Some aspects of the dynamics of populations to the management of the commercial marine fisheries'. *Bull. Inter -Am. Trop. Tuna Comm.*, 1: 27-56.
- Sinclair, M.M., 1988 - 'Marine populations - An essay on Population Regulation and Speciation'. Washington Sea Grant Program, Univer. of Washington Press, Seattle and London, 252 p.
- Thompson, W.F. and Bell F.H., 1934 - 'Biological Statistics of Pacific Halibut Fishery (2) Effect of changes in intensity upon total yield per unit of gear'. *Rep. int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.*, 8: 49
- Warming, J., 1911 - 'Our grundrente of fiskegrunde'. *Natl. Ökon. tidskr.*, 49: 499-505.

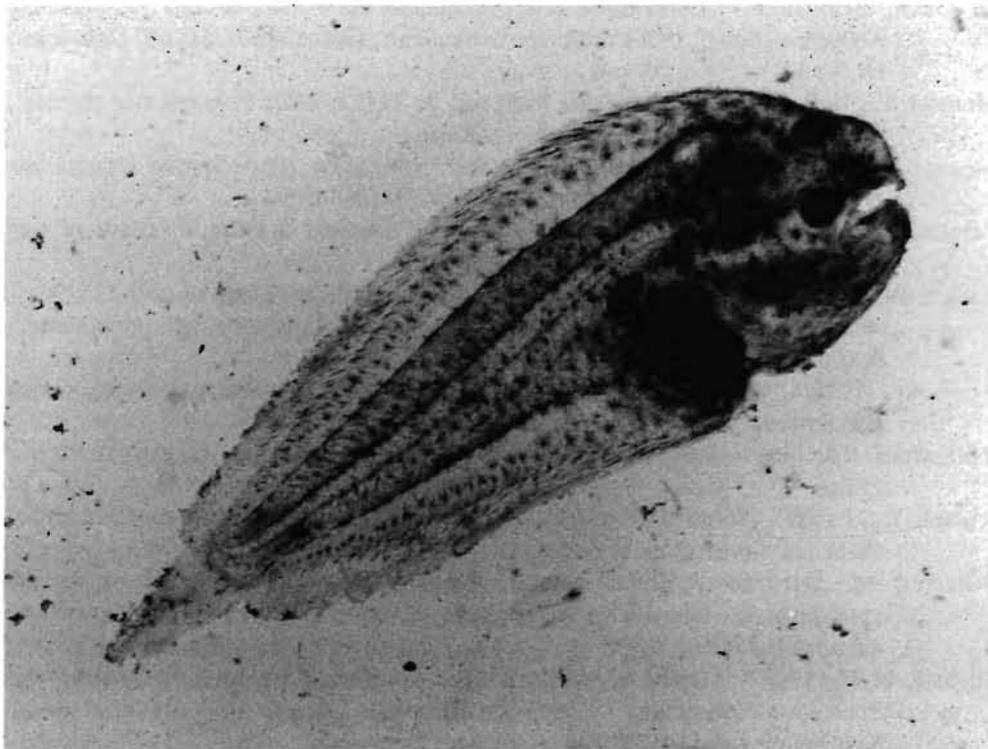


Photo 5. — Larve de sole (*Solea solea*).
(Cliché IFREMER — Direction des ressources vivantes
Laboratoire OCEAL).

3 - RELATIONS TROPHIQUES

ET EVALUATION DES RESSOURCES PLURISPECIFIQUES

Niels Daan

"La mortalité naturelle d'une cohorte de poissons correspond à la mortalité par prédation".

D.H. Cushing, 1981 - Fishery biology : a study on population dynamics.

1. Introduction

Tel qu'il est pratiqué à l'heure actuelle dans le monde occidental, l'aménagement des pêcheries repose largement sur les techniques d'évaluation des stocks dérivées des travaux de Beverton et Holt (1957) et de Ricker (1958) sur la dynamique des populations de poissons exploitées. Ces auteurs ont mis au point des procédures fines d'estimation des paramètres démographiques et des variables d'exploitation, et élaboré des modèles d'évaluation de l'impact de la pêche sur la production, la biomasse et le

Niels Daan est chercheur à l'Institut néerlandais de recherches halieutiques et Professeur associé d'hydrobiologie appliquée à l'Université d'Amsterdam, où il enseigne la dynamique des populations exploitées. Il fut responsable du programme néerlandais d'évaluation des stocks de gadidés. En 1975, il obtint à la Faculté de mathématiques et de sciences physiques de l'Université d'Amsterdam, un Doctorat (*cum laude*) sur les "conséquences écologiques de la pêche de la morue en mer du Nord". Cette recherche abordait simultanément l'alimentation, la croissance et la reproduction d'un stock halieutique et ses relations trophiques avec d'autres populations exploitées. Ces investigations ont constitué une étape préalable au Programme international d'évaluation des ressources plurispécifiques, conduit en mer du Nord par le CIEM. Le Dr Daan a assuré la coordination de ce programme.

rendement (chapitre 2). Bien que ces auteurs aient considéré les interactions techniques entre différentes flottilles exploitant une même ressource, les applications courantes portent surtout sur des stocks unispécifiques. Les paramètres démographiques sont supposés constants, ou dépendants de la densité du stock, mais les interactions entre espèces sont ignorées.

En règle générale, les modèles simples sont préférables. Bien évidemment, les biologistes savent depuis longtemps que la dynamique d'une population dépend étroitement des processus généraux qui relient tous les éléments d'un écosystème marin (chapitre 4). Néanmoins, il ne semblait pas déraisonnable d'exclure des modèles d'évaluation halieutique les interactions interspécifiques. Dans la mesure où le taux d'exploitation subi par une population reste modéré, le système est capable de contrebalancer ces perturbations relativement mineures. En d'autres termes, les changements dans le régime d'exploitation tendent à dominer les effets de la variation des interactions internes de l'écosystème.

Cependant, lorsque l'on passe de l'exploitation modérée d'une seule population à une exploitation forte d'une communauté d'espèces, les mécanismes de compensation peuvent se révéler impuissants à maintenir la structure de la communauté. A partir d'une certaine pression, l'ensemble de l'écosystème peut réagir par des modifications dans la distribution des flux d'énergie. Les effets premiers de la pêche peuvent alors être dominés par les effets seconds des changements dans les interactions.

Les contributions présentées au Symposium sur les chaînes trophiques marines, tenu à Arhus en 1969 (Steele 1970), révélèrent un intérêt croissant chez les biologistes des pêches pour les répercussions que l'exploitation peut avoir sur le fonctionnement des écosystèmes halieutiques : sous la pression d'une forte exploitation, ces systèmes peuvent manifester, dans leur production globale comme dans leur structure spécifique, des bouleversements soudains, pas toujours explicables par les modèles classiques d'évaluation de stocks. De toute évidence, on ne peut exclure, même en l'absence d'évidences directes, que de tels changements n'aient pas pour origine première des fluctuations de l'hydroclimat. Mais, vu l'impact considérable de la pêche sur la structure démographique et la biomasse des populations exploitées, le progrès de leur conservation paraît dépendre d'une meilleure compréhension de l'écologie des écosystèmes exploités.

La mer du Nord est une région pour laquelle on dispose d'une masse d'informations pour des recherches de ce genre (Hempel 1978). Des modèles généralisés des chaînes alimentaires ont été conçus, afin d'élucider s'il pouvait y avoir une relation entre le déclin des stocks pélagiques et l'augmentation des stocks démersaux observés dans les années 60-70 (Steele 1965, Jones 1984). Mais c'est surtout le modèle de la mer du Nord, élaboré par Andersen et Ursin (1977), qui a contribué à

diffuser l'idée que les deux phénomènes pouvaient être liés par l'intermédiaire d'interactions au sein de l'écosystème tout entier. Ce modèle ne permettait pas de rejeter l'hypothèse selon laquelle un accroissement de la nourriture disponible, consécutif à la surexploitation des stocks pélagiques, pouvait être à l'origine de l'augmentation des stocks démersaux et des espèces exploitées pour la production de farine : sprat, tacaud norvégien, merlan, lieu noir (Ursin and Andersen 1978). Il montrait, en outre, que les taux de mortalité naturelle utilisés jusque là dans les modèles d'évaluation classiques ne concordaient pas avec les connaissances acquises sur la trophodynamique des stocks halieutiques de la mer du Nord (Ursin 1982). Ces résultats font toujours l'objet de nombreux débats et aucun accord ne s'est fait sur la dynamique des modifications observées (cf. § 1.2.). Il n'empêche que les travaux d'Andersen et Ursin ont élargi le champ de la théorie actuelle de la dynamique des populations exploitées et stimulé les recherches sur l'évaluation des ressources plurispécifiques.

Les chercheurs, comme les administrateurs, attendaient beaucoup de l'analyse plurispécifique. Ils avaient en cela deux raisons. Une meilleure compréhension du rôle des relations interspécifiques dans la dynamique des populations de poissons exploitées permettrait d'améliorer la qualité des avis scientifiques. En second lieu, le progrès des connaissances dans ce domaine permettrait d'envisager de nouvelles formes de valorisation de la production halieutique. Si la pêche a contribué à modifier l'état de l'écosystème halieutique de la mer du Nord survenu au cours des années 60-70, ne serait-il pas possible, en modulant la distribution de l'effort de pêche sur les principales ressources, d'augmenter la valeur de la production globale, en favorisant par exemple la productivité des ressources démersales au détriment de celle des stocks pélagiques ?

Les interactions biologiques ne se limitent pas aux relations trophiques ; le parasitisme et les maladies interviennent également. On sait peu de chose sur le rôle des maladies dans la régulation des populations marines (chapitre 11). Mais les relations prédateurs/proies jouent un rôle probablement dominant. A cet égard, il y a lieu de distinguer la compétition de la prédation, c'est-à-dire les relations trophiques vues par le prédateur, de celles vues par la proie. Mais les deux processus sont étroitement liés.

Schématiquement, une cohorte passe au cours de son existence par trois phases successives :

- au cours d'une première étape, presque toujours pélagique, le taux de survie des oeufs, larves et post-larves varie fortement d'une année à l'autre sous l'effet des fluctuations de l'environnement. Ces effets se répercutent directement sur le succès du recrutement pour une biomasse féconde donnée. Même si cette variabilité fait intervenir immédiatement des processus biotiques, les facteurs abiotiques sont finalement prépondérants (chapitre 4). L'impact de la prédation pendant cette phase

reste mal connu, mais l'on tend à accorder plus d'importance à la nourriture disponible et à la compétition (Laurence 1982). De toute façon, même si le mécanisme de contrôle se situe au niveau de la compétition, de l'alimentation ou d'un facteur biotique, les individus affaiblis ont de plus fortes chances d'être mangés avant d'atteindre le fond. On sait que plusieurs espèces de poisson consomment des oeufs et des larves, mais d'autres carnivores pélagiques, comme les méduses ou certains copépodes, comptent parmi les grands prédateurs (Bailey and Houde 1987) ;

- même si certains auteurs ont suggéré que des phénomènes dépendants de la densité, intervenant au cours de la phase juvénile suivante, étaient susceptibles de fournir un mécanisme de régulation fine du recrutement (Gulland 1965a), l'effectif des cohortes paraît être largement stabilisé à cet âge. On a récemment observé que le taux de prédation des juvéniles était nettement plus fort qu'on ne le supposait et pouvait constituer un mécanisme appréciable de régulation secondaire (Sissenwine 1984). Etant donné la taille des juvéniles, leurs prédateurs sont nécessairement des poissons de grande taille ;

- après leur entrée dans la phase exploitée, le taux de survie des cohortes varie nettement moins sous l'effet de la mortalité naturelle, en comparaison tout au moins avec celui de la mortalité par pêche (chapitre 9). La prédation jouerait alors un rôle faible dans la régulation des populations halieutiques, encore que la compétition puisse entraîner des changements, liés à la densité, des paramètres démographiques (croissance, facteur de condition, fécondité ; Nikólski 1963), parallèlement à ceux liés aux conditions de milieu.

La variabilité du recrutement sous l'effet des fluctuations de l'écosystème est étudiée dans les chapitres 4, 5, 6 et 9. Les évaluations pratiques des stocks négligent généralement les changements liés à la densité dans la valeur des paramètres démographiques. Le fait que les résultats concordent souvent bien avec les observations semble justifier *a posteriori* le peu d'importance que l'on attache à ces phénomènes. Pour ces raisons, ce chapitre porte sur la prédation chez les poissons juvéniles et ses conséquences pour l'évaluation et l'aménagement des ressources plurispécifiques.

Diverses démarches ont été utilisées pour aborder ce type d'évaluation. Mercer (1982) a publié une bonne synthèse de ces travaux. Pour l'essentiel, ce chapitre s'appuie sur les recherches conduites en mer du Nord. Ces investigations constituent, en effet, un ensemble cohérent, à partir duquel il est possible d'évaluer les perspectives de l'aménagement des ressources plurispécifiques. Mais, avant de présenter l'état des connaissances et leur application pratique en mer du Nord, les modifications survenues dans cette région dans l'abondance des populations et les principales méthodes d'évaluation des ressources plurispécifiques seront rappelées.

2. Changements dans les écosystèmes

2.1. Exemples de modifications survenues en mer du Nord et dans d'autres régions

Grâce à une longue tradition de suivi des pêcheries et des stocks de poissons, le changement soudain survenu en mer du Nord, à la fin des années 60 et pendant les années 70, est assez bien connu (Hempel 1978, Daan 1986). Il s'est manifesté dans la composition des captures internationales des trois principaux ensembles de pêcheries (fig. 3.1). Si les changements intervenus sont incontestablement importants, leurs causes véritables n'ont pas été éclaircies (Daan 1986). Il ne fait aucun doute que les stocks de hareng et de maquereau ont été décimés par la surexploitation. En 1973, la biomasse féconde de hareng est tombée à moins de 5 % de son niveau immédiatement antérieur à la Seconde Guerre mondiale. Jusqu'alors le recrutement était relativement stable, ce qui indique que la baisse de biomasse devrait, pour l'essentiel, être mise au compte de la surpêche. A partir de 1973, les recrutements successifs furent extrêmement faibles. Observant que ce déclin coïncidait avec une anomalie dans la circulation des eaux de l'Atlantique nord, Corten (1986) a proposé une relation causale entre les deux phénomènes. Par ailleurs, on l'a noté, cette série de faibles recrutements a également coïncidé avec une forte réduction de la biomasse féconde. En l'absence d'évaluation chiffrée, l'explication du phénomène par une relation stock/recrutement paraît aussi valable (Daan *et al.* sous presse). Ces observations montrent que, pour pouvoir interpréter les changements survenant dans les communautés marines, l'influence du milieu et les effets de la pêche peuvent rarement être dissociés.

Pendant la période d'effondrement des stocks pélagiques, la production des espèces démersales a au moins doublé, et cela, malgré le fait que ces stocks étaient surpêchés en termes de production par recrue. Leur accroissement résulte de l'augmentation générale de leur recrutement, bien que les diverses espèces aient réagi de façon très différente en la matière. Le stock d'églefin a donné naissance, en 1962 et en 1967, à deux classes d'âge exceptionnelles, séparées par de très pauvres recrutements (Sahrhage and Wagner 1978). Après 1967, les recrutements n'ont guère été différents de ce qu'ils étaient avant 1962. Par ailleurs, le stock de morue a produit, à partir de 1963, plusieurs recrutements très élevés, les recrutements plus faibles restant encore abondants par rapport à ceux des années précédentes (Daan 1978). L'expression "explosion des gadidés" a été utilisée pour qualifier ce fort accroissement de la production des stocks démersaux en mer du Nord. Certains auteurs ont proposé une explication climatique s'exprimant par une augmentation de la production secondaire (Cushing 1982). Mais les évidences sont discutables. Rétrospectivement, le terme d'"explosion des gadidés" est peut-être mal choisi, car les espèces ont réagi de façon très

différente, masquant les facteurs à l'origine des variations du recrutement au niveau des principales espèces.

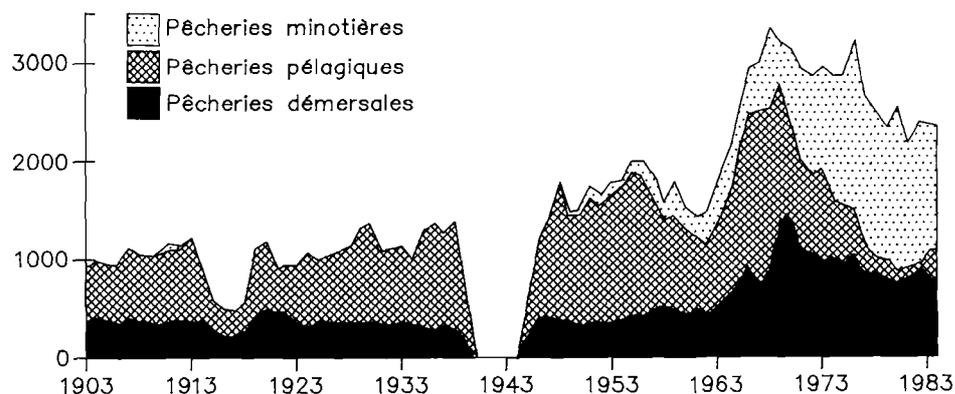


Figure 3.1 - Production halieutique totale de la mer du Nord, en milliers de tonnes, depuis 1903, et sa ventilation par grands groupes de pêcheries : démersales, pélagiques et minotières ⁽¹⁾.

Si la production globale a doublé sur une période de dix ans, c'est aussi parce que les pêcheries minotières ⁽¹⁾ se sont développées à la même époque. Or, leurs captures portent principalement sur des espèces à courte durée de vie. Ces espèces n'avaient pas, jusqu'alors, fait l'objet de programmes d'évaluation et de suivi. Aussi ne peut-on établir, sans ambiguïté, si les stocks ont effectivement augmenté, ou si l'augmentation de leurs captures est à mettre au compte de la seule intensification de leur pêche. Récemment, les stocks de hareng de la mer du Nord se sont reconstitués, sous l'effet d'un recrutement revenu à son niveau antérieur. Curieusement, aucun bouleversement similaire n'a été constaté jusqu'à maintenant dans le recrutement d'autres espèces, à l'exception du maquereau, dont la biomasse est toujours basse. La conclusion générale à tirer de ces bouleversements est que nous ne savons rien des causes naturelles des fluctuations à long terme des stocks halieutiques de la mer du Nord.

Les changements observés en mer du Nord ne sont nullement l'exception (Sherman and Alexander 1985). Des fluctuations tout à fait similaires ont été également constatées dans d'autres régions du monde, notamment sur le banc Georges, autre

(1) Par pêche minotière, on entend une pêche dont les captures sont destinées à la production de farine.

secteur néritique et tempéré dont la communauté de poissons est comparable à celle de la mer du Nord et fait l'objet d'une forte exploitation (Grosslein *et al.* 1980, Sissenwine 1985).

Dans bien des cas, l'exploitation semble être le facteur finalement responsable des bouleversements observés dans la structure des communautés halieutiques. Cette observation s'applique à une grande variété d'écosystèmes, y compris aux populations de baleines (Allen and Chapman 1978). Les espèces pélagiques côtières sont particulièrement vulnérables à la surpêche, du fait notamment de leur aggrégation en bancs (Saville 1980). Elles sont aussi sensibles aux fluctuations de l'environnement (chapitres 4, 5 et 6), notamment dans les grandes régions d'upwelling où, au cours des siècles, les stocks d'anchois et de sardine sont alternativement passés par une série d'effondrements et de reconstitutions spectaculaires (Daan 1980, Gulland 1987, Crawford 1987). L'exploitation a pu contribuer à ces fluctuations en réduisant la durée de la phase exploitée et, par suite, la capacité de l'espèce à traverser des périodes de faible recrutement. Cependant, dans la plupart des cas, les changements climatiques ont joué un rôle déterminant, comme le montre l'impact du phénomène d'"El Niño" sur les stocks d'anchois du Pérou et de ses prédateurs (Troadek *et al.* 1980). L'observation des écaillés dans les sédiments anaérobiques de Californie montrent que ces stocks sont passés par des alternances de forte et de faible abondance, même en l'absence de pêche significative (Soutar and Isaacs 1974).

Les écosystèmes marins ne sont pas les seuls à manifester des fluctuations soudaines et de forte amplitude. Des événements dramatiques ont également eu lieu dans les écosystèmes dulçaquicoles. Dans les Grands Lacs nord-américains, certaines espèces indigènes (truite de lac et corégone) ont disparu au cours de ce siècle, d'autres espèces, introduites accidentellement (gasparau) ou volontairement (salmonidés), venant compenser le déclin de la production globale. Il n'y a pas d'accord sur la causalité du phénomène, mais Spangler *et al.* (1987) considèrent que les changements observés résultent de l'effet combiné d'accidents anthropogéniques, comme la surexploitation, l'eutrophisation et l'introduction d'espèces allochtones. Parmi ces dernières, l'acclimatation de la lamproie marine mérite une mention particulière. Après avoir gagné les Grands Lacs en remontant les canaux de navigation, elle s'est rapidement acclimatée pour boucler totalement son cycle vital en milieu lacustre. Comme elle nuit aux espèces de plus grande taille, un programme coûteux de contrôle a été lancé dans le but de réduire sa population à un niveau acceptable.

La perche du Nil a été introduite dans le lac Tanganyika au cours des années 50. Elle y a survécu pendant une vingtaine d'années, confinée dans des sites localisés. Puis, la population a soudainement proliféré, avec des effets désastreux sur la biomasse et la composition spécifique de la faune indigène des poissons, composée de centaines d'espèces de cichlidés très bien adaptées (Barel *et al.* 1985). En revanche, cette introduction a été économiquement bénéfique pour les pêches locales (chapitre 10).

La lamproie dans les Grands Lacs et la perche du Nil dans le lac Tanganyika illustrent les conséquences sérieuses que peut avoir l'introduction de grands prédateurs dans un écosystème aquatique. En outre, le dernier exemple montre combien il est difficile de prévoir les conséquences de telles introductions. En comparaison, les interactions prédateurs/proies dans les systèmes marins ont des impacts moins marqués. On a prétendu que la protection des stocks de phoques avait de fortes répercussions sur la production de poisson (Beddington *et al.* 1985). Pourtant, la technologie halieutique moderne s'est montrée capable de tenir tête aux mammifères marins. Mais, comment les différents stocks de baleines réagiraient-ils à une forte exploitation et la réduction du stock de krill ? La question reste ouverte.

Le terme de "remplacement", employé dans un sens qualitatif, a été utilisé pour décrire certains changements à grande échelle survenant dans la composition spécifique des écosystèmes halieutiques. Toutefois, aucune relation directe, causale et quantitative, entre le déclin d'une espèce et la multiplication d'une autre, n'est évidente (Daan 1980). Plus qu'une hypothèse testable, l'idée de remplacement fournit une image d'évolutions distinctes en réaction à un changement de l'hydroclimat. Lorsque le changement de productivité d'un stock peut être d'origine anthropique, la question qui se pose alors est de savoir si ce bouleversement pourrait être inversé par des mesures d'aménagement appropriées (Beddington 1985). Force est de reconnaître que la méconnaissance des mécanismes en jeu se traduit par une incertitude qui se répercute sur les possibilités d'action.

2.2. Types de modèles plurispécifiques

Le terme de "plurispécifique", appliqué à l'évaluation et à l'aménagement des stocks halieutiques, n'est pas clairement défini (fig. 3.2). Il est utilisé chaque fois que des mécanismes rétroactifs sont susceptibles d'intervenir entre les espèces, de telle sorte que le résultat net au niveau d'une ressource composite diffère de la somme des effets escomptables au niveau des espèces qui la constituent. Ces mécanismes sont de nature différente. Ils font intervenir des interactions biologiques, techniques (chapitre 2) et socio-économiques. Les interactions biologiques, qui se traduisent par des modifications de la mortalité, sont particulièrement intéressantes. La mortalité naturelle peut varier avec la prédation, la famine et la maladie, mais, en général, la prédation semble être le facteur dominant (Sissenwine 1984), car le manque de nourriture et les maladies se traduiront nécessairement par une vulnérabilité accrue à la prédation. L'existence de ces interactions biologiques pourraient rendre l'exploitation d'un stock de prédateurs à un niveau optimal quelconque, incompatible avec celle d'un stock de proies, à un niveau correspondant au même objectif d'exploitation (Sparre 1979, Ursin 1982).

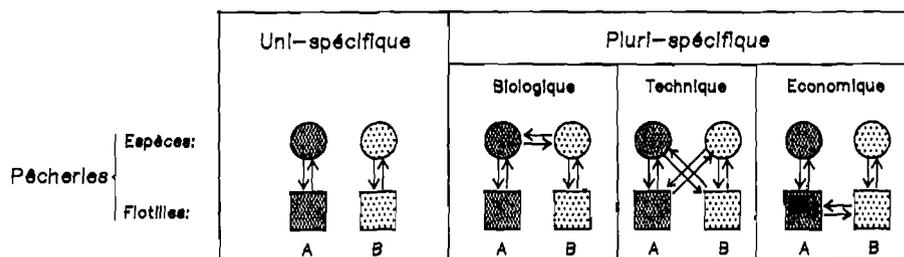


Figure 3.2 - Représentation schématique des interactions prises en considération dans les évaluations unispécifiques ou plurispécifiques.

Les prises accessoires fournissent un bon exemple d'interactions techniques. L'aménagement des stocks halieutiques capturés dans des pêcheries mixtes, comme s'ils étaient exploités indépendamment, conduit inévitablement à une augmentation des taux de rejet et, donc, à des pertes. C'est la raison pour laquelle les objectifs d'aménagement fixés à l'avance en termes de niveaux similaires du taux de mortalité par pêche sont irréalisables en pratique. Le lecteur intéressé pourra se rapporter à l'étude exhaustive des modèles d'interactions techniques donnée en référence (IFREMER 1988).

Enfin les interactions économiques résultent de disparités entre la productivité des différents stocks et la demande pour leurs produits respectifs, ainsi que des effets sur la demande pour une espèce, des fluctuations de l'offre pour d'autres espèces. De façon plus générale, tout un éventail de facteurs économiques et sociaux interviennent dans le déploiement de l'activité des flottilles sur les différents stocks qui leur sont accessibles (Silvert and Dickie 1982).

Les modèles d'évaluation plurispécifique diffèrent en fonction des domaines d'application et des questions d'aménagement posées (Mercer 1982). D'un point de vue méthodologique, Silvert (1982) distingue les modèles qui procèdent "de haut en bas", de ceux dont la démarche va de "bas en haut", ravivant ainsi la vieille opposition entre holisme et réductionnisme. Il ne s'agit pas de se prononcer pour l'une ou pour l'autre de ces stratégies, car il n'y a pas de vérité universelle en la matière (chapitre 13). Chaque modèle doit être élaboré, ou choisi, en fonction des questions à résoudre, mais une fois les solutions fournies, tout modèle peut par la suite se révéler dépassé. Un modèle

unique ne conviendra probablement jamais à l'ensemble de la dynamique des populations halieutiques.

Parmi les modèles halieutiques classiques, celui de Schaefer (1957) est du type holistique, alors que la théorie de la pêche, illustrée par le modèle analytique de Beverton et Holt (1957), relève du genre réductionniste. Les deux démarches ont leur champ d'application propre mais, si l'on dispose d'informations détaillées, les modèles analytiques, plus faciles à interpréter, sont souvent préférés.

Le modèle élaboré par Andersen et Ursin (1977) a représenté un progrès important. Il élargissait la théorie dominante en dynamique des populations halieutiques, pour y inclure des interactions prédateurs/proies formalisées. En même temps, il répondait au principe, admis dans les travaux de modélisation des écosystèmes, de conservation de l'équilibre de la biomasse au sein du système.

Le "modèle dynamique numérique d'écosystème marin", élaboré pour la mer de Behring (Laevastu and Larkins 1981, Laevastu *et al.* 1982) répond au même objectif, mais par une démarche quelque peu différente. Il est encore plus complexe dans la mesure où il vise à représenter, avec une résolution spatiale fine, divers processus, y compris ceux à l'origine de la variabilité du milieu. En revanche, il s'écarte des modèles halieutiques classiques : les processus de dynamique des populations y sont exprimés en termes de biomasse et non d'effectifs. En outre, la méthode retenue pour modéliser la prédation et le fait qu'il ne retienne pas l'hypothèse de conservation de la biomasse globale ont nécessité d'imposer des limites arbitraires pour empêcher que les proies ne soient consommées jusqu'à leur extinction (Ursin 1982), comme pour éviter l'explosion des populations. Ce choix réduit considérablement la plausibilité des simulations.

Bien qu'il intègre de la façon la plus complète l'ensemble des connaissances acquises sur le fonctionnement de l'écosystème halieutique, le modèle de la mer du Nord présente des faiblesses évidentes. Parce qu'il fait appel à un grand nombre de suppositions non vérifiées ou invérifiables, un modèle de ce genre ne peut servir à prouver des hypothèses sur des relations causales. Plus sérieux encore, si les données sur les stocks halieutiques sont recueillies avec un haut degré d'exactitude, celles dont on peut disposer sur le plancton et le benthos sont comparativement nettement moins fiables. Comme les intervalles de confiance des résultats du modèle sont largement déterminés par les erreurs les plus grandes au niveau des sous-modèles, ces disparités dans les évaluations élémentaires interdisent de s'appuyer sur les conclusions du modèle pour fonder des avis quantifiés sur des questions dont les implications économiques sont considérables.

Un des résultats les plus intéressants de ce travail réside dans la différence observée, entre les valeurs des taux de mortalité naturelle couramment admises dans les évaluations de stocks, et les conclusions du modèle sur la trophodynamique de l'écosystème mer du Nord. Les divergences étaient particulièrement marquées pour les jeunes classes d'âge. De manière indépendante, Daan (1975) avait constaté, à partir d'analyses des contenus stomacaux, que le stock de morue de la mer du Nord consommait, chaque année, un nombre de juvéniles d'autres espèces exploitées égal ou supérieur à celui des recrues de ces stocks. Ce résultat corrobore l'idée que la mortalité naturelle des poissons juvéniles était considérablement sous-estimée dans les évaluations.

Les implications de ces interactions biologiques pour l'aménagement des pêches ont une portée considérable (Ursin 1982). La mise en évidence d'une forte prédation interspécifique parmi les stocks exploités et le besoin de modèles mathématiquement plus maniables que celui d'Andersen et Ursin (Pope 1982) ont suscité de nouveaux travaux de modélisation. Le modèle d'analyse des populations virtuelles plurispécifiques (MSVPA : Pope 1979, Helgason and Gislason 1979) fournit une réponse à ce besoin. La méthode consiste à conduire simultanément un nombre illimité d'analyses classiques de populations virtuelles unispécifiques (VPA : Gulland 1965b, chapitre 2). Pour cela, l'hypothèse d'une mortalité naturelle constante est remplacée par un algorithme qui permet d'évaluer les mortalités par prédation interspécifique.

Par rapport au modèle plus complexe d'écosystème, la MSVPA offre plusieurs avantages :

- elle porte exclusivement sur les composantes exploitées et ne s'embarasse pas d'une masse de données, moins fiables, relatives aux composantes non exploitées de l'écosystème ;
- les résultats obtenus par la MSVPA sont directement comparables à ceux des évaluations traditionnelles ; cette comparabilité permet d'analyser la signification des relations interspécifiques par rapport aux seuls effets de la pêche.

Bien que l'importance des interactions de nature technique et socio-économique soit reconnue, le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) a considéré qu'il lui revenait, en tant qu'organisme consultatif chargé de l'aménagement des ressources halieutiques de l'Atlantique-est, de s'intéresser de façon prioritaire à l'évaluation de la prédation interspécifique par le moyen de la MSVPA (ICES C.M. 1980). Cette méthode lui a paru la plus apte à résoudre les problèmes imminents d'aménagement de nature biologique.

3. Modélisation des relations trophiques

3.1. Analyse d'une population virtuelle plurispécifique

Pour la modélisation, les stocks de poissons prédateurs peuvent être considérés comme équivalents à des flottilles de pêche additionnelles, en concurrence directe au sein des mêmes pêcheries. Pour transformer une VPA (unispécifique) en MSVPA (plurispécifique), il faut donc disposer de "statistiques de capture" sur les proies consommées par les divers prédateurs. En outre, ces données devront être compatibles avec les statistiques de capture systématiquement recueillies sur les flottilles. La VPA part des effectifs totaux capturés par classes d'âge et par unités de temps. Il faudra donc, de même, connaître la composition par classes d'âge de toutes les proies d'espèces d'intérêt commercial consommées durant les mêmes intervalles de temps par l'ensemble des prédateurs. Les investigations sur la nourriture et l'alimentation prennent ainsi une importance nouvelle pour les évaluations plurispécifiques.

Le modèle est fondé sur trois équations de base qui lient le changement annuel de l'effectif de chaque cohorte aux nombres d'individus capturés par la pêche et consommés par les cohortes des espèces prédatrices. Comme dans la VPA, les calculs partent des classes les plus âgées pour aller vers les classes les plus jeunes, et, comme "les gros poissons mangent les petits", il est possible par des procédures itératives d'estimer effectivement simultanément les mortalités par pêche et par prédation pour les classes d'âge de chaque espèce.

Le changement d'effectif (N) d'une cohorte, de l'âge a à l'âge a + 1, est donné par l'équation :

$$N_{a+1} = N_a \cdot e^{-(F_a + P_a + M)} \quad [1]$$

La seule différence avec la VPA traditionnelle est que le taux instantané de mortalité totale comprend maintenant trois composantes au lieu de deux : la mortalité par pêche (F), la mortalité par prédation (P) et la mortalité résultant des autres causes naturelles (M). On admet que le taux de cette dernière reste constant avec l'âge ; une valeur est, donc, fixée et incorporée dans le modèle. Par contre, F et P peuvent varier d'une classe d'âge ou d'une année à l'autre.

L'équation classique de capture devient alors :

$$C_a = \frac{F_a}{F_a + P_a + M} \cdot N_a \{1 - e^{-(F_a + P_a + M)}\} \quad [2]$$

Finalement, la mortalité par prédation peut être déduite de la somme des taux d'ingestion de nourriture (R) de chaque cohorte de prédateurs, multipliée par leur abondance, multipliée par la fraction occupée par chaque cohorte de proies dans la nourriture totale (I) :

$$P_a = \frac{1}{N_a \cdot w_a} \cdot \sum_{k=1}^n \frac{dR_k}{dt} \cdot N_k \cdot f_{ak} \quad [3]$$

équation dans laquelle n représente le nombre total de cohortes de prédateurs présentes. Comme les taux d'ingestion de nourriture et les fractions sont établis sur des poids, la somme doit être divisée par la biomasse, qui est donnée par le nombre de proies (N) multiplié par leur poids moyen (w). Comme les N sont estimés dynamiquement, le poids moyen de chaque cohorte de proies au cours de l'année, les taux d'ingestion de nourriture pour chaque cohorte de prédateurs et la distribution en pourcentages des divers groupes d'âge des proies dans la nourriture de chaque cohorte de prédateurs doivent être introduits dans le modèle.

Le lecteur pourra se reporter à Sparre (1980) ou à Gislason and Helgason (1985) pour une présentation complète des développements mathématiques à la base des procédures itératives nécessaires pour la solution de ces équations pour tous les F, P et N.

3.2. Alimentation des poissons

Les études sur le régime alimentaire des poissons sont aussi anciennes que la recherche halieutique elle-même. Initialement, les investigations visaient à acquérir des connaissances générales sur les relations qualitatives entre différentes espèces et leur environnement biotique, afin de comprendre certains aspects du comportement comme les migrations. Ces travaux ont montré que les différents prédateurs sont généralement peu sélectifs dans leur alimentation. Celle de la morue, par exemple, porte principalement sur des crustacés et des poissons benthiques, tandis que l'églefin

consomme plutôt des euphausiacés pélagiques et des juvéniles de poissons (ICES C.M., 1984a). En dépit de ces différences de préférence, la plupart des espèces marines font preuve dans le choix de leurs proies d'un comportement opportuniste. Ainsi, à la question : "Que mangent les morues ?", Brooks (1986) donne la réponse : "N'importe quoi ou presque". Cette boutade apparente concorde bien avec la grande diversité de proies répertoriées dans les estomacs de morue. En fait, le régime alimentaire d'un prédateur varie énormément dans le temps et l'espace, ainsi qu'avec sa taille (Daan 1973). Cette grande variabilité ne facilite pas les généralisations et, donc, les projections sur le régime alimentaire des espèces prédatrices.

En principe, les données sur les régimes alimentaires pourraient être introduites dans les MSVPA sur une base annuelle. Mais la détermination des contenus stomacaux est longue et coûteuse. Aussi, est-il difficile, pour des raisons logistiques, d'envisager la répétition sur plusieurs années d'un programme d'envergure. Pour pouvoir extrapoler sur plusieurs années les observations d'une année, il est nécessaire de modéliser les régimes alimentaires des espèces prédatrices.

L'hypothèse la plus simple consisterait à admettre que le régime alimentaire reste stable d'une année à l'autre. Mais cette hypothèse n'est pas conforme aux observations selon lesquelles l'abondance relative de chaque proie et, par conséquent, le régime alimentaire varient. Comme, en outre, l'évaluation des stocks plurispécifiques porte explicitement sur des stocks fluctuants, une telle hypothèse n'est pas réaliste.

On a vu que la composition spécifique de la nourriture consommée par différents prédateurs peut être comparée à celle des captures prises par différents engins. Elle varie en fonction des différences de "capturabilité" des espèces. Pour les prédateurs, le terme de "préférence" serait plus approprié. Ce terme suggère que la prédation serait sélective. En réalité, la sélection comporte un terme actif et des termes passifs, car le régime alimentaire d'un prédateur dépend aussi de la disponibilité relative et de la composition par taille des espèces consommées présentes dans un secteur donné, à une période donnée. Ainsi, en pratique, le résultat de la sélection intègre plusieurs mécanismes différents.

Ursin (1982) a formulé le problème théoriquement. Il propose le concept de vulnérabilité (v) d'un organisme i , utilisé comme proie par un prédateur j . Cette vulnérabilité est exprimée par le produit d'un certain nombre d'indices reflétant les différents termes du processus de sélection : disponibilité écologique (e), préférence de taille (s), chevauchement (o), etc. :

$$v_{ij} = e_{ij} \cdot s_{ij} \cdot o_{ij} \cdot \dots \quad \text{avec : } (0 \leq v, e, s, o \leq 1) \quad [4]$$

La disponibilité écologique résulte de plusieurs caractéristiques de l'écologie de la proie. Un organisme fouisseur ou une espèce pélagique ne sont pas accessibles à un prédateur vivant sur le fond : la valeur 0 lui sera attribuée. Par contre, on accordera la valeur 1 à un organisme épibenthique. La convenance de taille reflètera l'observation selon laquelle la taille des proies augmente avec celle des prédateurs et le rôle joué par ce phénomène dans les relations prédateurs/proies chez les poissons. Ursin (1973) a retenu une fonction de distribution log-normale pour représenter la relation entre les poids respectifs des proies et de leurs prédateurs ; ce choix est en bon accord avec les observations (Dekker 1984). Le chevauchement mesure la superposition des aires de distribution des populations de prédateurs et de proies (Gislason and Helgason 1985). L'avantage de cette formulation générale est que les différents paramètres ont une signification biologique et peuvent, au moins en principe, être estimés en dehors du modèle de base.

Selon Ursin (1982), la quantité totale de nourriture disponible pour un prédateur F_j est égale à :

$$F_j = \sum_{k=1}^n v_{kj} \cdot B_{kj} \quad [5]$$

équation dans laquelle n représente le nombre total des différentes espèces consommées (k) et B , la biomasse. Il s'ensuit que la fraction des proies i observées dans le contenu stomacal d'un prédateur j , soit (f_{ij}), est égale à la valeur de la biomasse de i disponible, par rapport à la biomasse totale disponible :

$$f_{ij} = \frac{v_{ij} \cdot B_{ij}}{F_j} \quad [6]$$

Tous les modèles halieutiques admettent que la capturabilité reste constante dans le temps ou, plutôt, on fait en sorte qu'il en soit ainsi, en apportant les corrections appropriées pour tenir compte, par exemple, des innovations techniques qui améliorent l'efficacité. Il paraît, en outre, encore plus plausible que la vulnérabilité soit constante, car l'efficacité de capture des proies par leurs prédateurs ne devrait changer qu'à l'échelle de l'évolution. En effet, la disponibilité écologique est fixe, par définition, et la convenance de taille ne paraît pas varier de façon significative au cours du temps (Dekker 1984). Il faut, toutefois, s'attendre à une certaine variation interannuelle dans le chevauchement des distributions de prédateurs et de proies. Gislason et Helgason (1985) suggèrent que cette variation soit estimée par des campagnes répétées de prospection. Cet aspect mériterait d'être approfondi. En attendant, on peut le négliger et admettre, en première approximation, que le chevauchement reste stable.

La VPA estime les effectifs des populations par classes d'âge et par années. Aussi, si l'on dispose de données fiables sur la quantité de nourriture consommée par chaque prédateur et sur son régime alimentaire pour une année donnée, il est possible d'évaluer des indices de vulnérabilité par l'intermédiaire de l'équation [6]. C'est la raison pour laquelle ce modèle a été incorporé dans la MSVPA.

2.3. Le programme d'observation des contenus stomacaux

En 1980, les recherches théoriques avaient atteint un stade où l'évaluation des interactions trophiques entre espèces pouvait être envisagée. Mais, le manque de données appropriées (ICES C.M. 1980) interdisait une expérimentation pratique. Le CIEM décida donc, en 1981, de lancer sur une seule année, un programme d'échantillonnage des contenus stomacaux (ICES C.M. 1984a, Daan 1983a, 1987). Les procédures d'échantillonnage furent toutes définies pour répondre aux besoins d'une MSVPA. Le régime alimentaire des espèces varie considérablement avec les saisons : des espèces peuvent arrêter de se nourrir pendant la période de ponte ; la disponibilité des poissons juvéniles consommés par les poissons plus grands et, donc, leur vulnérabilité changent également de façon significative au cours de l'année. Aussi, bien que les VPA classiques traitent les données sur un pas annuel, fut-il décidé de réaliser la MSVPA sur une base trimestrielle. Cette décision impliquait la collecte de données représentatives du régime alimentaire de toutes les populations consommées, pour quatre trimestres. Il était également nécessaire de tenir compte des variations géographiques dans le régime alimentaire et l'abondance des populations. Cela impliquait un échantillonnage à l'aide de navires de recherche, de façon à pouvoir utiliser la prise par heure comme facteur de pondération dans l'évaluation de l'abondance relative à chaque station. Un seuil minimum de 1 500 contenus stomacaux, par prédateur et par trimestre, fut fixé. Comme, par ailleurs, la connaissance du régime alimentaire doit tenir compte des classes d'âge des prédateurs aussi bien que des proies, les échantillons furent regroupés par catégories de taille, et les proies également triées par tailles. Les distributions de taille ont finalement été traduites en distributions d'âge, à l'aide de clés âge/taille appropriées.

Huit pays ont fourni le temps bateau nécessaire. Plus de 50 000 estomacs furent échantillonnés pour les cinq espèces de poissons considérées comme les prédateurs les plus importants : morue, merlan, lieu noir, maquereau et églefin. Afin d'assurer une parfaite homogénéité entre les séries de données, la tâche d'analyse des contenus stomacaux fut répartie entre cinq coordinateurs, chacun ayant la responsabilité d'une espèce. Les campagnes, l'échange et l'analyse des échantillons ont représenté un travail considérable, irréalisable en dehors d'une structure efficace de coopération internationale. Trois années ont été nécessaires pour mener à bien ce travail (Daan

1983b, Gislason 1983, Hislop *et al.* 1983, Mehj and Westgård 1983, ICES C.M. 1984a, De la Villemarqué 1985). La MSVPA put, alors, être entreprise. Elle fut confiée, en 1984, au Groupe de travail *ad hoc* pour l'évaluation plurispécifique (ICES C.M. 1984b).

2.4. Résultats de l'évaluation plurispécifique

La présentation qui suit fait largement appel aux rapports de ce Groupe (ICES C.M. 1984b, 1986a et 1987). Ainsi qu'il est indiqué à la section 2.1., les changements profonds qui ont affecté la composition spécifique de l'écosystème exploité de la mer du Nord se sont produits au cours des années 1960. Pour pouvoir déceler des relations éventuelles entre ces changements et les schémas de prédation interspécifique, l'évaluation plurispécifique aurait dû remonter jusqu'en 1960. Malheureusement, pour plusieurs des neuf espèces concernées, les statistiques de capture nécessaires ne sont disponibles qu'à partir de 1970, c'est-à-dire après que la composition et les captures par espèces se soient relativement stabilisées. La MSVPA n'a pu remonter que jusqu'en 1974. Aussi, sa portée, pour l'interprétation des changements survenus dans la composition de l'écosystème halieutique de la mer du Nord, reste limitée.

La figure 3.3 illustre le genre de résultats obtenus. Elle montre pour trois espèces, l'évolution de la capture annuelle totale de la biomasse du stock et des quantités consommées par les divers prédateurs. Les jeunes morues ne sont consommées que par des morues plus âgées, et les quantités totales consommées sont faibles par rapport aux captures totales. On peut, donc, conclure que, pour les biomasses observées, la pêche est le facteur principal de variation de la biomasse de la population ; la prédation joue comparativement un rôle mineur. Pour ce qui est du hareng, les stocks de merlu et de morue ont consommé approximativement, avant 1981, 40 % de sa biomasse estimée. Après cette date, la prédation s'est stabilisée autour de 200 000 tonnes, tandis que la biomasse et la capture augmentaient régulièrement. Ainsi, la biomasse actuelle des prédateurs n'aurait pas contrecarré la reconstitution des stocks de hareng. Néanmoins, elle a pu retarder leur redressement, immédiatement après leur effondrement au cours des années 1970. Les prises de tacaud norvégien sont constamment restées très en-dessous des quantités consommées par l'ensemble de ses prédateurs naturels, parmi lesquels le lieu noir figure de loin en tête. L'influence de la pêche sur cette espèce est nettement subordonnée aux effets de la prédation.

La comparaison des biomasses des espèces exploitées, consommées par les différents prédateurs, fournit d'autres enseignements (fig. 3.4). Le stock de morue consomme annuellement, approximativement, l'équivalent de son propre poids d'autres espèces de poisson, celles-ci entrant à part à peu près égale dans la consommation. Le régime alimentaire du merlu repose davantage sur les poissons. La quantité totale

consommée annuellement est à peu près deux fois supérieure à la biomasse moyenne du stock. Le poisson ne constitue qu'un composant mineur du régime alimentaire de l'églefin : seuls le lançon et le tacaud norvégien y entrent en quantités significatives.

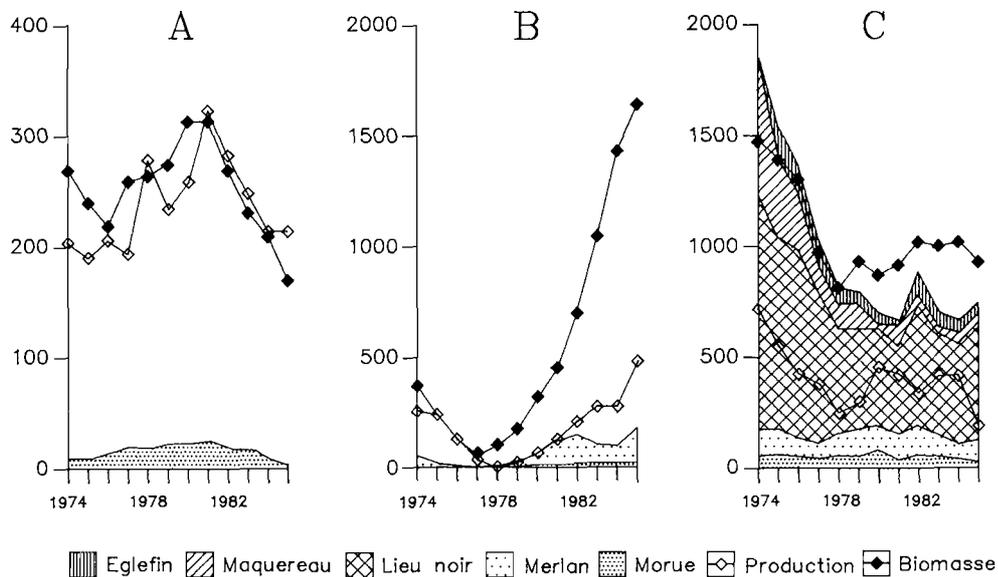


Figure 3.3 - Comparaison, déduite d'une MSVPA, de la biomasse et de la production de morue (A), de hareng (B) et de tacaud norvégien (C), ainsi que des quantités consommées par divers prédateurs (en milliers de tonnes, d'après ICES C.M. 1987).

Ces résultats donnent une idée de la mortalité que certains stocks de poissons peuvent exercer sur d'autres espèces. Ces mortalités sont fonction des effectifs, et non des biomasses, consommées. Comme la prédation interspécifique porte presque exclusivement sur des pré- et des post-recrues, les mortalités par prédation sont considérablement supérieures à ce que les chiffres de biomasse laissent supposer. Le tableau 3.1 permet de comparer les poids et les effectifs consommés et les pêches sur une même année (tabl. 3.1). L'effet des taux de consommation sur la mortalité est illustré sur la figure 3.5, relative à l'églefin. La valeur estimée du taux de mortalité par

prédation des juvéniles d'un an est cinq fois supérieure au taux de mortalité naturelle totale jusque-là utilisé dans les évaluations de stocks de cette espèce, à savoir 0,2. La mortalité par prédation des individus de deux ans est encore égale à cette dernière valeur, mais, en grandissant, l'églefin échappe pratiquement à la prédation. La MSVPA et la VPA donnent des estimations très proches de la mortalité par pêche. Il en est de même pour la biomasse du stock d'âge supérieur à deux ans, à partir duquel la prédation n'est plus significative.

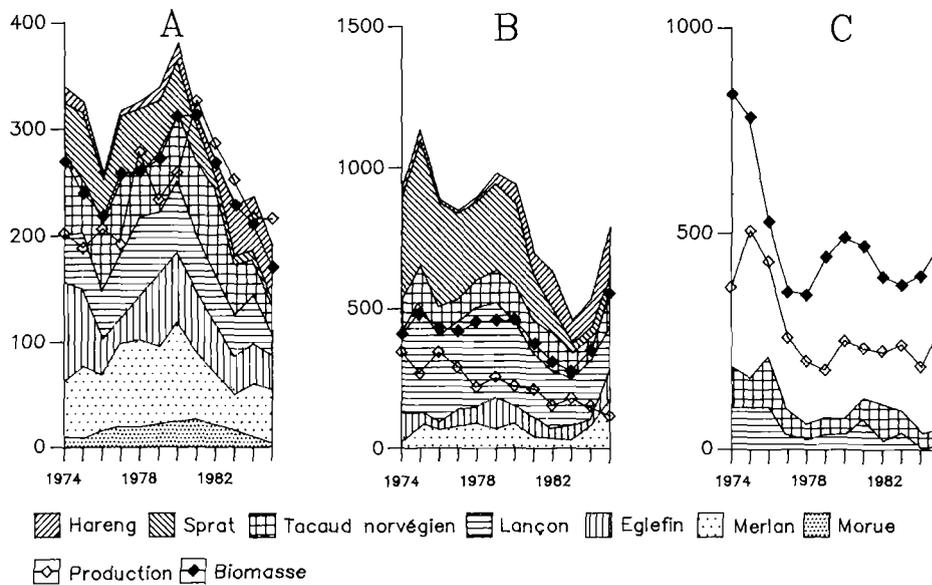


Figure 3.4 - Comparaison, déduite d'une MSVPA, de la biomasse et de la production de morue (A), de merlan (B), et d'églefin (C) ainsi que des quantités de proies consommées par ces prédateurs (en milliers de tonnes, d'après ICES C.M. 1987).

Tableau 3.1 - Comparaison de la biomasse estimée du stock (S) en 1981, avec les quantités de poisson prélevées par la pêche (C) et par la prédation (P), en termes de poids et d'effectifs (d'après ICES C.M. 1987)

Espèces	Poids (en milliers de tonnes)					Nombre (en milliards)				
	S ¹⁾	C	%	P	%	S ²⁾	C	%	P	%
Morue	314	300	(95,5)	26	(8,3)	8,4	,25	(3,0)	6,6	(78,8)
Eglefin	469	207	(44,1)	209	(44,6)	29	1,5	(5,0)	20	(76,8)
Merlan	373	182	(48,8)	104	(27,9)	21	1,5	(7,2)	13	(64,9)
Lieu noir	375	127	(33,9)	-	-	1,3	,07	(5,6)	-	-
Maquerceau	243	67	(27,6)	-	-	1,1	,12	(10,8)	-	-
Hareng	465	141	(30,3)	156	(33,5)	41	8,3	(20,3)	19	(45,7)
Tacaud norvégien	949	236	(24,9)	731	(77,0)	701	46	(6,6)	91	(13,0)
Sprat	305	209	(69,5)	170	(55,7)	100	22	(22,0)	36	(36,6)
Lançon	1 297	569	(43,9)	561	(43,3)	881	113	(12,8)	359	(40,8)
Total	4 793	2 038	(42,5)	1 957	(40,8)	1 783	193	(10,8)	545	(30,6)

1) biomasse moyenne en 1981.

2) effectif des stocks au 1er janvier 1981.

Le fait que les mortalités naturelles réelles soient plus élevées qu'on ne le pensait implique que l'effectif des juvéniles présents dans la mer l'est aussi. Le tableau 3.2 donne les estimations obtenues par les deux modèles pour le recrutement moyen, en nombre, de quelques espèces. Pour la plupart d'entre elles, l'évaluation plurispécifique indique que le recrutement moyen était sous-estimé de moitié au moins.

Tableau 3.2 - Effectifs moyens recrutés (10^8 poissons d'âge 1) pour différentes espèces, évalués par MSVPA et SSVPA (d'après ICES C.M. 1986a).

	MSVPA	SSVPA
Morue	4,3	2,3
Eglefin	45	14
Merlan	33	15
Hareng	44	32
Tacaud norvégien	1 329	554
Sprat	970	742
Lançon	1 775	710

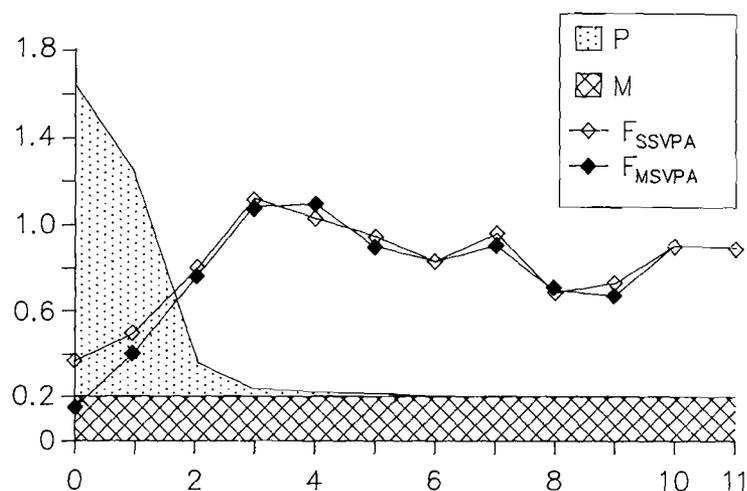


Figure 3.5 - Comparaison des coefficients de mortalité estimés (an^{-1}) pour l'églefin de la mer du Nord, calculés à l'aide de VPA uni - et plurispécifique. M représente le taux global de mortalité naturelle ; P, la mortalité par prédation inter et intraspécifique ; F, la mortalité par pêche, estimée par classes d'âge selon les deux méthodes (sur la base des résultats publiés dans ICES C.M. 1984b).

Des premiers essais de simulation tenant compte de la prédation ont été conduits pour évaluer les effets à long terme, de modifications dans la capacité de capture des flottilles, sur la production des principaux stocks. Tant que l'aménagement se contente de maintenir le *statu quo* au niveau du taux et du diagramme d'exploitation de l'écosystème halieutique, les prédictions données par le modèle plurispécifique s'écartent très peu des prévisions obtenues par les modèles unispécifiques. Mais, si l'objectif est de réduire significativement la mortalité par pêche exercée sur les stocks prédateurs, les résultats diffèrent nettement : le recrutement des stocks proies et, donc, leur production, diminuent avec l'augmentation de la biomasse de leurs prédateurs.

Le modèle plurispécifique fournit de bien meilleures estimations des effets à long terme de modifications appréciables du taux d'exploitation et de sa distribution sur les principaux stocks d'un écosystème halieutique. Jusqu'à présent, par manque de données

distinctes sur les puissances de pêche et les captures des différentes flottilles opérant en mer du Nord, les simulations ont été plus théoriques que pratiques. Elles ne permettent pas de chiffrer les effets de différentes stratégies d'exploitation du potentiel halieutique de la mer du Nord. De telles projections sont aussi compliquées par l'incertitude sur les fluctuations d'origine climatique du recrutement. Des hypothèses arbitraires sur les tendances à venir de ce dernier restent toujours nécessaires.

Une question majeure demeure : celle des objectifs à retenir pour un aménagement plurispécifique. Il est clair que, mises à part leurs insuffisances propres pour un aménagement qui ne se borne pas à la conservation des ressources, mais vise également l'efficacité économique et la viabilité sociale des pêcheries, les objectifs biologiques classiques, déterminés pour des stocks unispécifiques considérés isolément, ne peuvent pas être directement extrapolés à un ensemble d'espèces : ils perdent leur singularité dans les plans multi-dimensionnels de production par recrue. En outre, l'utilisation du poids, comme unité commune de mesure, ignore les fortes différences entre les prix unitaires des différentes espèces.

Avant d'envisager la mise en application des conclusions des évaluations plurispécifiques, il y a lieu d'apprécier leur fiabilité. Chaque compartiment du modèle est entaché d'erreurs qui peuvent se compenser ou se renforcer. Le modèle lui-même peut reposer sur des hypothèses irréalistes ou conduire à des artefacts, mais ce sont là des imperfections susceptibles d'être progressivement corrigées. Par ailleurs, tous les paramètres estimés à partir des statistiques de base ont leur marge d'incertitude. La version actuelle du modèle mer du Nord porte sur neuf espèces, dont cinq prédatrices. Sur une période de dix ans, le nombre de valeurs entrées dans le modèle est de l'ordre de 15 000, chacune étant le résultat agrégé de données provenant de sources différentes : échantillons de captures débarquées, de contenus stomacaux, de lectures d'âge, de clés âge-longueur, etc. Il est, donc, rigoureusement impossible de calculer les limites de confiance des résultats du modèle. Sa validité ne peut être appréciée que par des analyses de sensibilité et l'examen des performances de certains sous-modèles (ICES C.M. 1987).

Par exemple, la validité du sous-modèle alimentation a été apprécié en comparant les compositions prévues et observées des régimes alimentaires de certains prédateurs. Comme on l'a vu, initialement, la MSVPA estime par itération une matrice de vulnérabilité pour toutes les catégories de proies et de prédateurs, de sorte que les fractions de proies observées dans les contenus stomacaux pour l'année de référence 1981 correspondent aux fractions calculées par le modèle pour la même année. Cette matrice de vulnérabilité est ensuite utilisée pour estimer les fractions de proies pour les autres années, en tenant compte des changements survenus dans l'abondance relative des diverses proies. On dispose, pour l'année 1982 et la morue, d'une série d'observations indépendantes. La figure 3.6a compare les fractions prédites à celles observées pour cette année. Bien que le coefficient de corrélation soit très significatif, la

variabilité reste considérable : le modèle ne peut pas prévoir de manière précise la composition du régime alimentaire. Mais, en réalité, il est plus intéressant de savoir si l'hypothèse de concordance proies/prédateurs est meilleure que l'hypothèse de constance du régime alimentaire. La figure 3.6b compare directement les fractions observées en 1981 et en 1982. La corrélation reste significative, ce qui suggère que la sélection des proies reste cohérente d'une année sur l'autre : une proie importante une année aura de bonnes chances de le rester l'année suivante. Ainsi, en comparant les coefficients de corrélation des deux séries de données, et la distribution des points, il semble que la signification de la corrélation soit améliorée par l'emploi, dans la MSVPA, d'une matrice de vulnérabilité constante.

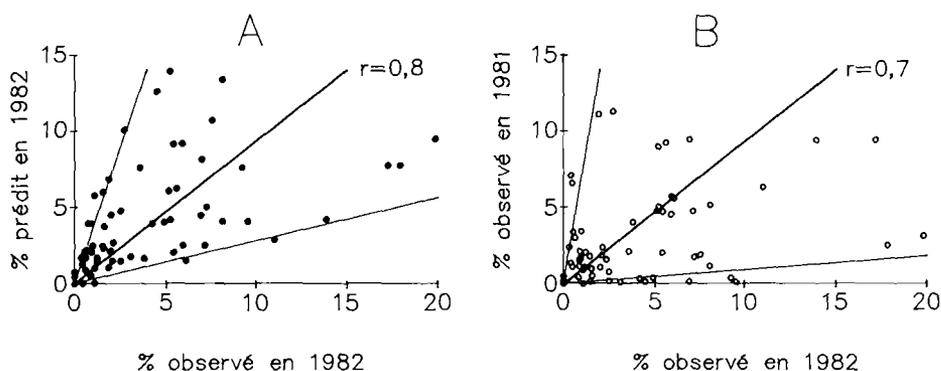


Figure 3.6 - Comparaison de la corrélation entre les fractions de nourriture des catégories de proies individuelles prédites par la MSVPA pour 1982 (a), et des fractions observées en 1982 avec la corrélation entre les fractions observées en 1981 et 1982 (b).

En conclusion, l'évaluation plurispécifique actuellement conduite sur les pêcheries de la mer du Nord a, sans aucun doute, permis de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème halieutique en réponse à l'exploitation. Les idées que se faisait la recherche du taux de prédation subi par les jeunes poissons et, donc, de leur mortalité naturelle totale, comme des niveaux de recrutement doivent être profondément revues. Même si elles affectent peu les prédictions de capture, les conclusions des évaluations de maillage antérieures demandent également à être révisées. Comme la prédation porte essentiellement sur les poissons de petite taille, les gains attendus d'une augmentation du maillage sont vraisemblablement très surestimés. L'adoption de valeurs plus élevées de mortalité naturelle se traduit par une réduction du taux de survie et, par conséquent, par une diminution des gains nets à attendre d'une

augmentation du maillage. De toute manière, les effets ne peuvent être évalués de façon fiable que par des modèles plurispécifiques.

La question de l'évaluation des effets à long terme des interactions entre espèces n'est pas encore résolue. Si les modèles de simulation, qui tiennent compte des interactions techniques et de la prédation, donnent des indications nouvelles et précieuses sur les modifications d'un écosystème halieutique à attendre de différentes stratégies d'exploitation, la méconnaissance des phénomènes hydroclimatiques causaux et des mécanismes qui déterminent le succès du recrutement laisse planer une grande incertitude sur l'évolution naturelle à long terme des stocks halieutiques.

4. Discussion

4.1. Implications directes pour l'aménagement

Au sein du CIEM, les avis sur l'état et la conservation des stocks sont encore pour l'essentiel fondés sur des évaluations unispécifiques (ICES C.M. 1986b). Néanmoins, les enseignements tirés des évaluations plurispécifiques commencent à diffuser dans les avis formulés chaque année. Ces dernières années, des échanges réguliers ont eu lieu entre les groupes de travail qui suivent l'état des stocks unispécifiques et fournissent l'information sur les ressources utilisées pour l'aménagement pratique des pêcheries, et le groupe d'évaluation plurispécifique chargé de traiter des problèmes d'aspects plus scientifiques. Les concepts et les résultats obtenus par ce dernier pénètrent peu à peu le travail des premiers. Les taux et les diagrammes de mortalité naturelle qu'ils utilisent ont été corrigés pour refléter les estimations des taux de prédation fournis par la MSVPA. Ces groupes ont également pris conscience des insuffisances des objectifs biologiques traditionnels de l'aménagement, tels que la maximalisation de la production par recrue.

Quant à l'estimation des quotas de capture, les évaluations uni et plurispécifiques fournissent, on l'a vu, pour des situations de *statu quo*, des résultats très voisins : les écarts restent bien en deçà des limites de confiance des prédictions à court terme. Les ajustements dans les estimations de biomasse et les mortalités par pêche résultant de la prise en compte de la prédation interspécifique paraissent se compenser lorsqu'il s'agit d'évaluer les prises futures. Une modification des procédures courantes d'évaluation ne paraît donc pas s'imposer. Par contre, si l'on envisage de modifier de façon durable le régime d'exploitation et, donc, la structure spécifique de l'écosystème halieutique, les

perspectives sont profondément changées. Cette conclusion s'applique également aux effets de changements de maillage, comme de fermeture de secteurs ou de saisons de pêche. Les modèles unispécifiques sont alors susceptibles de fournir des résultats biaisés. L'avis scientifique, sur une réduction notable éventuelle du taux d'exploitation exercé en mer du Nord, par exemple, devrait alors s'appuyer sur des évaluations plurispécifiques.

4.2. Limites de l'évaluation plurispécifique

Le modèle plurispécifique élaboré pour la mer du Nord ne résoud pas tous les problèmes d'évaluation et de conservation du potentiel halieutique. Il est important d'en apprécier les limites.

L'évaluation des stocks halieutiques peut être divisée en deux parties :

- l'analyse rétrospective de l'histoire des stocks exploités jusqu'au moment présent,
- la simulation des développements futurs selon divers scénarios d'exploitation.

De toute évidence, la fiabilité des projections dépend de l'exactitude de l'interprétation des événements passés. Jusqu'ici, l'évolution des stocks de la mer du Nord au cours des années 60 n'a pu être expliquée de façon satisfaisante. Le rôle respectif des facteurs anthropiques et climatiques n'est pas clarifié. La question de la réversibilité des changements observés demeure. Cette incertitude limite la portée des prédictions à long terme.

Le modèle plurispécifique porte sur la prédation après le recrutement aux stocks exploités. Les événements qui surviennent auparavant, au cours de la première année d'existence des cohortes, sont très mal connus pour la plupart des populations de poisson. Jusqu'à quel point les variations quantitatives d'une classe annuelle dépendent de l'interaction des conditions biotiques ou environnementales reste l'inconnue majeure en science halieutique (chapitre 4, Rothschild 1986). Cette incapacité de prédire le recrutement limite la confiance que l'on peut accorder aux comparaisons des stratégies d'aménagement plurispécifiques.

Comparativement aux évaluations unispécifiques, la méthode plurispécifique est encore plus exigeante en matière de données sur les captures. Lorsque les évaluations

se limitent à une seule espèce, une baisse dans la qualité des données n'affecte que les avis concernant l'aménagement de ce stock, et non ceux relatifs aux autres espèces pour lesquelles on possède de bonnes données. Dans les évaluations plurispécifiques, toutes les imperfections dans les données par espèces se répercutent de manière imprévisible sur l'ensemble des espèces : la fiabilité des résultats relatifs à plusieurs espèces est largement déterminée par la qualité de la plus mauvaise série élémentaire de données.

Le passage de la méthode unispécifique à la méthode plurispécifique implique que l'on modélise les interactions aussi bien techniques que biologiques, puisque l'on n'envisage plus un aménagement (par l'adoption de quotas par exemple) stock par stock. Même avec les évaluations unispécifiques, l'application de quotas par espèces se heurte à des difficultés logistiques considérables, lorsque ces espèces sont exploitées simultanément. Dans les pêcheries composites, les quotas correspondants aux plus fortes réductions de mortalité par pêche seront probablement réalisés les premiers. A moins d'arrêter alors la pêche jusqu'à la fin de l'année, ce qui aurait pour conséquence d'entraîner des pertes économiques considérables dans l'exploitation des autres espèces, un aménagement unispécifique suscitera plutôt une augmentation du taux de rejet des premières espèces. Puisque le taux de survie des rejets est négligeable, cet enchaînement conduit à des pertes, et non à un progrès, ce qui n'est pas l'objectif de l'aménagement. Dans un contexte plurispécifique où l'on vise à peser les gains pour une espèce par rapport aux pertes pour les autres, une conservation de la ressource par quotas spécifiques peut aboutir à des résultats très inférieurs aux objectifs d'aménagement visés. Que la limitation de la pêche se fasse par contingentement des captures ou des puissances de pêche, le succès de l'aménagement passe par une approche plurispécifique et la prise en compte des interactions techniques et biologiques. Plusieurs modèles d'interactions techniques ont été élaborés (IFREMER 1988), mais leur application à la mer du Nord reste limitée, en particulier du fait du manque de statistiques de capture et d'effort ventilées par flottilles.

Dans l'aménagement par espèces, les objectifs retenus ont privilégié jusqu'ici les performances pondérales (maximisation ou optimisation de la production annuelle). Un objectif comparable, portant sur la production globale, toutes espèces confondues, pourrait être envisagé pour une pêcherie plurispécifique. En réalité, un tel objectif est économiquement irrationnel : un kilo de sole n'a pas la même valeur qu'un kilo de lançon. Les résultats des modèles plurispécifiques devraient être traduits en valeurs sur la base du prix unitaire des espèces. Le besoin de tenir compte des facteurs économiques ne se limite pas à la production ; il s'applique tout autant au coût de celle-ci. Les méthodes d'analyse permettant de traduire, en terme économiques et sociaux, les réponses de la ressource à l'exploitation existent (chapitre 13). Il faut toutefois reconnaître que les applications pratiques et la prise en compte de leurs résultats dans l'élaboration des stratégies d'aménagement sont très en retard dans beaucoup de pays et, particulièrement, en mer du Nord. Ce retard nuit au progrès de la pêche.

Les contraintes au progrès d'un aménagement plurispécifique ne sont pas seulement d'ordre scientifique et économique. Au niveau national, différents groupes de pêcheurs ont souvent des intérêts divergents, voire conflictuels, ce qui fait que des critères politiques entrent aussi dans le choix des décisions (chapitres 1, 14, 15, 17 et 21). Au niveau international, les contrastes économiques et politiques s'expriment souvent de façon plus prononcée (chapitre 20) : en fin de compte, les possibilités d'aboutir à des accords politiques (chapitres 14 et 20) détermineront sans doute les limites des expérimentations dans la manipulation des écosystèmes exploités.

Même si l'on arrivait à surmonter ces diverses difficultés, sera-t-il opérationnellement possible de modifier les équilibres naturels entre les différentes espèces, uniquement par la modulation de l'effort de pêche et des captures ? Personnellement, j'en doute. Certainement, les écosystèmes subissent des perturbations et peuvent, dans certaines limites, être manipulés. Toutefois, quels que soient le niveau et l'étendue de nos connaissances, le risque demeurera toujours de voir se manifester un facteur écologique dont l'importance avait été négligée jusque-là : des tentatives pour promouvoir la production de morue ne seront jamais à l'abri de l'éventualité d'une explosion soudaine de lançon. Si l'on considère que la modification de l'état d'un écosystème peut facilement prendre une dizaine d'années et que l'on ne peut être certain qu'un changement d'état restera réversible, toute entreprise visant à modifier par la pêche la structure spécifique d'un écosystème halieutique marin restera une expérimentation de première grandeur, affectée d'une incertitude immense (Vincent *et al.* 1987).

4.3. Perspectives pour l'aménagement

De cette discussion sur des limites du modèle et, plus généralement des connaissances sur la dynamique des écosystèmes halieutiques marins, il ressort que les perspectives de manipulation d'envergure des écosystème marins sont aujourd'hui réduites, à moins que les administrations responsables ne soient prêtes à prendre des décisions qui risquent de bouleverser les bases économiques des pêcheries. Plutôt qu'un saut qualitatif, l'évaluation plurispécifique représente une ouverture vers une amélioration de l'exploitation et de la conservation des écosystèmes halieutiques. Outre le meilleur traitement de certains problèmes halieutiques qu'elle autorise, la prise en compte graduelle de nouveaux aspects de l'environnement marin peut être envisagée. Mais la réalisation de ces perspectives n'est concevable qu'à condition que certaines conditions préalables soient satisfaites.

En premier lieu, le progrès des recherches dépend de la qualité et de la couverture des statistiques de prise et d'effort. Dans de nombreuses régions, et,

notamment, en mer du Nord, la qualité des statistiques de pêche s'est récemment dégradée. Certaines variables déterminantes, comme l'effort de pêche, ne sont pas mesurées de façon suffisamment systématique et fiable. Ces données doivent être recueillies par flottilles pour pouvoir tenir compte des interactions techniques et des besoins d'un aménagement par flottilles (chapitre 17).

La recherche sur les interactions techniques entre flottilles engagées dans l'exploitation de ressources plurispécifiques devrait être poussée afin de développer la base scientifique nécessaire à un aménagement qui vise à l'amélioration de ces pêcheries.

La priorité dans la recherche biologique devrait aller à l'étude des mécanismes qui régulent le recrutement. Des pronostics sur les effets à long terme de formes diverses de manipulation ne pourront être émis sans une compréhension des facteurs à l'origine des variations du recrutement.

Le couplage des modèles biologiques et économiques est également hautement prioritaire. Il conditionne le passage d'évaluations en poids à des analyses en valeur, à partir desquels des objectifs d'aménagement pertinents pourront être définis.

L'importance relative de ces priorités varie selon les situations. De toute façon, la collecte des données et la recherche pour un aménagement plurispécifique ont peu de chances de devenir bon marché. Compte tenu du fort degré d'incertitude qui demeure, l'aménagement plurispécifique gardera nécessairement un certain caractère empirique (Walters 1987). Mais, une démarche par essais et erreurs devrait révéler les possibilités des manipulations, plus rapidement qu'une attitude appréhensive.

5. Conclusion

La masse de connaissances et de données accumulées font de l'écosystème de la mer du Nord un espace laboratoire sur lequel des modèles détaillés d'interactions biologiques ont pu être conçus. Ce ne sont pas nécessairement les meilleurs pour l'aménagement opérationnel et ils ne peuvent être directement transférés pour des applications à d'autres systèmes. Ils ont, toutefois, contribué à faire avancer les concepts sur les effets quantitatifs de telles interactions et révélé les limitations des modèles plus simples d'évaluation en usage jusqu'à présent. Ils constituent un bon outil scientifique

pour déchiffrer la dynamique des populations halieutiques, même s'ils ne fournissent pas de réponses définitives.

Les résultats obtenus autorisent quelques conclusions d'ordre plus général. Dans les mers tempérées, la prédation des poissons juvéniles a été jusqu'ici nettement sous-estimée ; elle contribue au contrôle fin de la régulation des populations à la fin de la phase de recrutement des cohortes. Les relations trophiques entre les stocks de poissons exploités de la mer du Nord ont des effets limités lorsque les conditions écologiques et halieutiques restent relativement stables, comme ce fut le cas au cours de la dernière décennie. Les variations annuelles de la mortalité par prédation subies par les poissons juvéniles sont faibles comparativement aux variations du recrutement des cohortes. C'est pourquoi les projections à court terme déduites des évaluations uni- et plurispécifiques concordent généralement bien.

Si l'on considère que la forte exploitation qui prévaut à l'heure actuelle en mer du Nord a réduit la biomasse de poissons adultes nettement en dessous de la capacité biotique de l'écosystème, les effets liés à la densité sur leur croissance et leur reproduction devraient être minimales. Des changements dans la taille moyenne aux différents âges, la maturité et la fécondité des populations de la mer du Nord ont bien été observés au cours des quatre dernières décennies (Daan 1986). Cependant, une analyse récente (Daan *et al.* sous presse) conclut, qu'en fait, les phénomènes de densité-dépendance n'ont pas eu d'effets significatifs. Les variations observées sont vraisemblablement dûes, pour l'essentiel, à des effets de l'environnement sur des phases particulières de l'ontogénèse des organismes.

Ainsi, la variabilité des conditions qui déterminent la survie des oeufs et des larves apparaît comme le facteur affectant de façon cruciale la stabilité des populations. En l'absence d'exploitation, la variabilité du recrutement est probablement bien équilibrée par la longévité propre de chaque espèce : intégrant un nombre élevé de cohortes, la biomasse est un puissant facteur de conservation. En revanche, la réduction de longévité qui accompagne l'intensification de la pêche accroît l'instabilité des stocks, même lorsque la variabilité du recrutement n'est pas modifiée.

Le modèle d'évaluation plurispécifique élaboré pour la mer du Nord porte sur des phénomènes distincts du recrutement. Le déterminisme de la variabilité de ce dernier constitue le défi majeur pour la science halieutique aujourd'hui. Pour celle-ci, en effet, il est devenu critique de déterminer le rôle respectif des phénomènes "naturels" (c'est-à-dire, directement ou indirectement causés par les fluctuations naturelles de l'environnement abiotique) et des phénomènes "artificiels" (c'est-à-dire modulés directement ou indirectement par l'exploitation de l'écosystème tout entier). L'environnement abiotique de la mer du Nord est peut-être moins susceptible de modifications à long terme de grande amplitude que celui des zones côtières, mais

l'incapacité de séparer les effets de l'environnement et ceux de la pêche sur le succès du recrutement peut sérieusement altérer le fondement scientifique de l'aménagement des pêches.

REFERENCES

- Allen, K.R. and D.G. Chapman, 1978 - 'Whales'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish population dynamics'. John Wiley and Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto : 335-358.
- Andersen, K.P. and E. Ursin, 1977 - 'A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing, with accounts of phosphorous circulation and primary production'. *Meddr Danm. Fisk. - og Havunders. N.S.*, 7: 319-435.
- , ---, ---, 1978 - 'A multispecies analysis of the effects of variations of effort upon stock composition of eleven North Sea fish species'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 172: 286-291.
- Anon., 1980 - 'Report of the ad hoc Working Group on Multispecies Assessment Model Testing'. ICES C.M. 1980/G : 2 (mimeo).
- , 1984a - 'Report of the meeting of the coordinators of the stomach sampling project 1981'. ICES C.M. 1984/G : 37 (mimeo).
- , 1984b - 'Report of the ad hoc Multispecies Assessment Working Group'. Copenhagen, 18-22 June 1984. ICES C.M. 1984/Assess : 20 (mimeo).
- , 1986a - 'Report of the ad hoc Multispecies Assessment Working Group'. Copenhagen, 13-19 November 1985. ICES C.M. 1986/Assess : 9 (mimeo).
- , 1986b - 'Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 1986'. Copenhagen, 20-30 May 1986, Copenhagen, 30 October - 6 November 1986. Cooperative Research Report, 146, ICES.
- , 1987 - 'Report of the ad hoc Multispecies Assessment Working Group'. Copenhagen, 12-18 November 1986. ICES C.M. 1986/Assess : 9 (mimeo).
- Bailey, K.M. and E.D. Houde, 1987 - 'Predators and predation as a regulatory force during the early life of fishes'. ICES, C.M. 1987/mini N° 2 (mimeo).
- Barell, C.D.N., R. Dorit, P.H. Greenwood, G. Fryer, N. Hughes, P.B.N. Jackson, H. Kawanabe, R.H. Lowe-McConnell, M. Nagoshi, A.J. Ribbink, E. Trewavas, F. Witte and K. Yamaoka, 1985 - 'Destruction of fisheries in Africa's lakes'. *Nature*, 315: 19-20.
- Beddington, J.R., 1985 - 'Shifts in resource populations in large marine ecosystems'. In K. Sherman and L.M. Alexander (eds.), - 'Variability and management of large marine ecosystems'. AAAS Selected Symposia Series, 99: 9-18.
- , ---, ---, R.J.H. Beverton and D.M. Lavigne (eds.), 1985 - 'Marine mammals and fisheries'. George Allen and Unwin Ltd, London, 354p.

- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957 - 'On the dynamics of exploited fish populations'. *Fishery Invest.*, Lond. 2, 19: 1-533.
- Brook, G., 1986 - 'Preliminary report on the food of cod'. *Rep. Fishery Board Scotl.*, 4: 134-147.
- Corten, A.H.C.M., 1986 - 'On the causes of the recruitment failure of herring in the central and northern North Sea in the years 1972-1978'. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 42: 281-294.
- Crawford, R.J.M., 1987 - 'Food and population variability in five regions supporting large stocks of anchovy, sardine and horse mackerel'. In A.I.L. Payne, J.A. Gulland and K.H. Brink (eds.) - 'The Benguela and comparable ecosystems'. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 5: 839-849.
- Cushing, D.H., 1982 - 'Climate and fisheries'. Academic Press Inc., New York.
- Daan, N., 1973 - 'A quantitative analysis of the food intake of North Sea cod, *Gadus morhua*'. *Neth. J. Sea Res.*, 9: 24-55.
- , --, 1975 - 'Consumption and production in the North Sea cod, *Gadus morhua* : an assessment of the ecological status of the stock.' *Neth. J. Sea Res.*, 9: 24-55.
- , --, 1978 - 'Changes in cod stocks and cod fisheries in the North Sea'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 172: 39-57.
- , --, 1980 - 'A review of replacement of depleted stocks by other species and the mechanisms underlying such replacement'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 405-421.
- , --, 1983a - 'The ICES stomach sampling project in 1981 : aims, outline and some results'. *NAFO SCR Doc.*, 83/IX/93 (mimeo).
- , --, 1983b - 'Analysis of the cod samples collected during the 1981 stomach sampling project'. ICES C.M. 1983/G : 61 (mimeo).
- , --, 1986 - 'Results of recent time-series observations for monitoring trends in large marine ecosystems with a focus on the North Sea'. In K. Sherman and L.M. Alexander (eds.) - 'Variability and management of large marine ecosystems'. AAAS Selected Symposia Series, 99: 145-174.
- , --, 1987 - 'Multispecies versus single-species assessment of North Sea fish stocks'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44, suppl. 2: 360-370.
- , --, P.J. Bromley, J.R.G. Hislop and N.-A. Nielsen, 1989 - 'Ecology of North Sea fish'. *Neth. J. Sea Res.*, (in press).
- Dekker, W. 1983 - 'An application of the Andersen consumption model in estimating prey size preference of North Sea Cod'. ICES C.M. 1983/G : 63 (mimeo).
- Gislason, H., 1983 - 'A preliminary estimate of the yearly intake of fish by saithe in the North Sea'. ICES C.M. 1983/G : 52 (mimeo).
- , --, and Th. Helgason, 1985 - 'Species interaction in assessment of fish stocks with special application to the North Sea'. *Dana*, 5: 1-44.
- Grosslein, M.D., R.W. Langton and M. Sissenwine, 1980 - 'Recent fluctuations in pelagic fish stocks in the Northwest Atlantic Georges Bank region, in relation to species interactions'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 374-404.
- Gulland, J.A., 1965a - 'Survival of the youngest stages of fish and its relation to year-class strength'. *Spec. Pub. Int. Com. Northw. Atl. Fish.*, 6: 363-371
- , --, 1965b - 'Estimation of mortality rates'. Annex to Arctic Fisheries Working Group report. ICES C.M. 1965, 3 (mimeo).

- , ---, 1987 - 'The effect of fishing on community structure'. In A.I.L. Payne, J.A. Gulland and K.H. Brink (eds.) - 'The Benguela and comparable ecosystems'. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 5: 839-849.
- Helgason, T. and H. Gislason, 1979 - 'VPA analysis with species interaction due to predation'. ICES C.M. 1979/G : 52 (mimeo).
- Hempel, G., (ed.), 1978 - 'North Sea fish stocks : recent changes and their causes'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 172: 449p.
- Hislop, J.R.G., A.P. Robb, M.A. Brown and D.W. Armstrong, 1983 - 'A preliminary report on the analysis of the whiting stomachs collected during the 1981 North Sea stomach sampling project'. ICES C.M. 1983/G : 59 (mimeo).
- IFREMER, 1988 - 'Assessment of technical interactions in mixed fisheries'. Report of a workshop held at IFREMER, Nantes (France), under the auspices of EEC (DG XIV). IFREMER Internal Report.
- Jones, R., 1984 - 'Some observations on energy transfer through the North Sea and Georges Bank food webs'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 183: 204-217.
- Laevastu, T., F. Favorite and H.A. Larkins, 1982 - 'Resource assessment and evaluation of the dynamics of the fisheries resources in the northeastern Pacific with numerical ecosystem models'. In M.C. Mercer (ed.) - 'Multispecies approaches to fisheries management advice'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 70-81.
- Laurence, G.C., 1982 - 'Nutrition and trophodynamics of larval fish - review of concepts, strategic recommendations and opinions'. Fish Ecology III CIMAS, University of Miami, September 7-10, 1982.
- Mehl, S. and T. Westgård, 1983 - 'The diet and consumption of mackerel in the North Sea'. ICES C.M. 1983/H : 34 (mimeo).
- Mercer, M.C. (ed.), 1982 - 'Multispecies approaches to fisheries management advice'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 169p.
- Nikolskii, G.V., 1963 - 'The ecology of fishes'. Academic Press, London and New York.
- Pope, J.G., 1979 - 'A modified cohort analysis in which constant natural mortality is replaced by estimates of predation levels'. ICES C.M. 1979/H : 16 (mimeo).
- , ---, and B.J. Knights, 1982 - 'Simple models of predation in multi-age fisheries for considering the estimation of fishing mortality and its effects'. In M.C. Mercer (ed.) - 'Multispecies approaches to fisheries management advice'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 64-69.
- Ricker, W.E., 1958 - 'Handbook of computations for biological statistics of fish populations'. *Bull. Fish. Res. Can.*, 119: 300p.
- Rothschild, B.J., 1986 - 'Dynamics of marine fish populations'. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London.
- Sahrhage, D. and G. Wagner, 1978 - 'On fluctuations in the haddock population of the North Sea'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 172: 72-85.
- Saville, A., (ed.), 1980 - 'The assessment and management of pelagic fish stocks'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 517p.
- Schaefer, M.B., 1957 - 'A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean'. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Com.*, 2: 245-285.

- Sherman, K. and L.M. Alexander (eds.), 1985 - 'Variability and management of large marine ecosystems'. AAAS Selected Symposia Series, 99: 319p.
- Silvert, W., 1982 - 'Top-down modeling of multispecies fisheries'. In M.C. Mercer (ed.) - 'Multispecies approaches to fisheries management advice'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 24-27.
- , -, and L.M. Dickie, 1982 - 'Multispecies interactions between fish and fishermen'. In M.C. Mercer (ed.) - 'Multispecies approaches to fisheries management advice'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 163-169.
- Sissenwine, M.P., 1984 - 'Why do fish populations vary ?' In R.M. May (ed.) - 'Exploitation of marine communities'. Dahlem Konferenzen, 1984, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: 59-94.
- , -., 1985 - 'Perturbation of a predator-controlled continental shelf ecosystem'. In K. Sherman and L.M. Alexander (eds.) - 'Variability and management of large marine ecosystems'. AAAS Selected Symposia Series, 99: 55-85.
- Soutar, A. and J.D. Isaacs, 1975 - 'Abundance of pelagic fish during the 19th and 20th centuries as recorded in anaerobic sediment off the Californias'. *Fish. Bull.*, 72, 2: 257-273.
- Spangler, G.R., K.H. Loftus and W.J. Christie, 1987 - 'Introduction to the international symposium on stock assessment and yield prediction (ASPY)'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 7-9.
- Sparre, P., 1979 - 'Some remarks on the application of yield/recruit curves in estimation of maximum sustainable yield'. ICES C.M. 1979/G : 41 (mimeo).
- , -, 1980 - 'A goal function in fisheries (Legion analysis)'. ICES C.M. 1980/G : 40 (mimeo).
- Steele, J.H., (ed.), 1970 - 'Marine food chains'. Oliver and Boyd, Edinburgh, 552p.
- Troade, J.-P., W.G. Clark and J.A. Gulland, 1980 - 'A review of some pelagic fish stocks in other areas'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 252-277.
- Ursin, E., 1973 - 'On the prey size preference of cod and dab'. *Meddr Danm. Fisk.-og Havunders.*, N.S., 7: 85-98.
- , -, 1982 - 'Multispecies fish stock and yield assessment in ICES'. In M.C. Mercer (ed.) - 'Multispecies approaches to fisheries management advice'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 39-47.
- Villemarqué, J. de la, 1985 - 'Rapport préliminaire sur l'analyse des estomacs d'églefins récoltés en 1981 dans le cadre du programme d'échantillonnage d'estomacs de poissons en mer du Nord'. ICES C.M. 1985/G : 39 (mimeo).
- Vincent, T.L., Y. Cohen, W.J. Grantham, G.P. Kirkwood and J.M. Skowronski (eds.), 1987 - 'Modeling and management of resources under uncertainty'. Lecture Notes in Biomathematics, Springer-Verlag, Berlin, 72: 318p.
- Walters, C.J., 1987 - 'Approaches to adaptive policy design for harvest management'. Lecture Notes in Biomathematics, Springer-Verlag, Berlin, 72: 114-124.



Photo 6. — Civelles (*Anguilla anguilla*).
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).



Photo 7. — Pêche de civelles (*Anguilla anguilla*) dans l'estuaire de la Vilaine.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

4 - LA VARIABILITE DES ECOSYSTEMES HALIEUTIQUES : AU DELA DE LA RELATION RECRUTEMENT-STOCK

Brian J. Rothschild

"Il doit arriver aux poissons, comme aux animaux terrestres, que certaines années soient plus favorables que d'autres à leur multiplication et à leur accroissement, sans qu'on puisse en assigner précisément la cause".

H.-L. Duhamel du Monceau, 1769-1777. Traité général des pesches.

"Mais existe-t-il un équilibre dans les pêcheries ? Peut-on comprimer ces dernières pour les ajuster aux modèles théoriques qui, statiques, ne rendent pas compte de la variabilité et des fluctuations ?"

C. Lamson, 1984 - Fisheries assessment and Governmental response : the case of the Newfoundland inshore fishery.

Brian J. Rothschild a travaillé au début de sa carrière sur l'évolution et la gestion des stocks de thonidés atlantiques et pacifiques. Il s'est intéressé aux problèmes d'aménagement des pêches avant d'aborder les problèmes de variabilité des populations marines et de leurs interactions avec leur environnement physique. Après avoir dirigé le "Southwest Fishery Center" du "National Marine Fisheries Service", à la Jolla, Californie, il a exercé la fonction de directeur de l'"Office Policy Development and Long Range Planning" à la "National Oceanographic and Atmospheric Agency". Il a enseigné dans différentes universités américaines. Il est actuellement Professeur au "Center for Environmental and Estuarine Studies" à l'Université du Maryland. B.J. Rothschild a coordonné la préparation et rédigé plusieurs ouvrages sur l'océanographie biologique et l'aménagement des pêches.

1. Introduction

Les populations marines, et particulièrement les stocks halieutiques d'intérêt économique, se caractérisent par leur forte variabilité temporelle et spatiale (fig.4.1). Traditionnellement, l'analyse de leurs fluctuations a été abordée sous deux angles. Une première démarche considère la relation entre le niveau du recrutement et la taille du stock de géniteurs. Elle aboutit aux modèles élaborés par Ricker (1954) et Beverton et Holt (1957). La seconde tente de mettre en évidence des corrélations entre le succès du recrutement et certaine(s) variable(s) de l'environnement.

Ces deux stratégies de recherche ont fait progresser la compréhension des phénomènes de densité-dépendance, ainsi que du rôle de l'environnement dans la variabilité du recrutement des stocks halieutiques. En même temps, ces deux méthodes ont fait l'objet de critiques : une grande partie de la variabilité demeure inexplicée ; étant corrélatives, les relations ne sont pas prédictives. Malgré l'apport de ces travaux et des critiques exprimées à leur égard, la prédiction des fluctuations demeure, dans les faits, spéculative. Ce constat remet en question l'idée selon laquelle les causes de cette variabilité pourraient être, soit simples, soit convenablement comprises.

Que les sources importantes et *connues* de variabilité que sont, premièrement, la relation recrutement-stock fondée sur des phénomènes de densité-dépendance et, deuxièmement, les facteurs environnementaux, ne permettent pas de prédire les fluctuations des stocks, pourra paraître paradoxal. En fait, la variabilité et ses deux sources causales majeures, à savoir la relation recrutement-stock et l'environnement, pourraient être mieux comprises et, ainsi, utilisées pour des prédictions, si elles étaient intégrées dans un schéma conceptuel qui considère simultanément la stabilité et la variabilité des populations marines.

Le concept de stationnarité est intéressant pour analyser le problème que pose cette intégration. La notion de stationnarité est tirée de la théorie des systèmes (voir par exemple, Box and Jenkins 1976) et de l'analyse des séries temporelles. Une série temporelle stationnaire est une série dans laquelle chaque observation est extraite de la même distribution de probabilités statistiques. Si l'on peut considérer que les observations annuelles d'abondance d'une population appartiennent à la même distribution statistique, on peut alors admettre que la série temporelle d'abondance de la population est stationnaire. Cela signifie que chaque observation annuelle est tirée d'une distribution dont la structure fonctionnelle (conforme, par exemple, à une distribution normale) et les paramètres se conservent à l'identique.

Ainsi, la caractérisation de la trajectoire temporelle de l'abondance d'une population et la détermination du caractère stationnaire des observations revêtent un

intérêt majeur. Vérifier si le comportement temporel d'une population est conforme à une définition du concept de stationnarité, qui requiert la conservation dans le temps de la structure fonctionnelle et des moments de sa distribution, est une tâche complexe. A défaut, on pourra se contenter d'une définition moins stricte ne requérant, si la distribution est normale, que la conservation de la moyenne et de la variance de cette distribution.

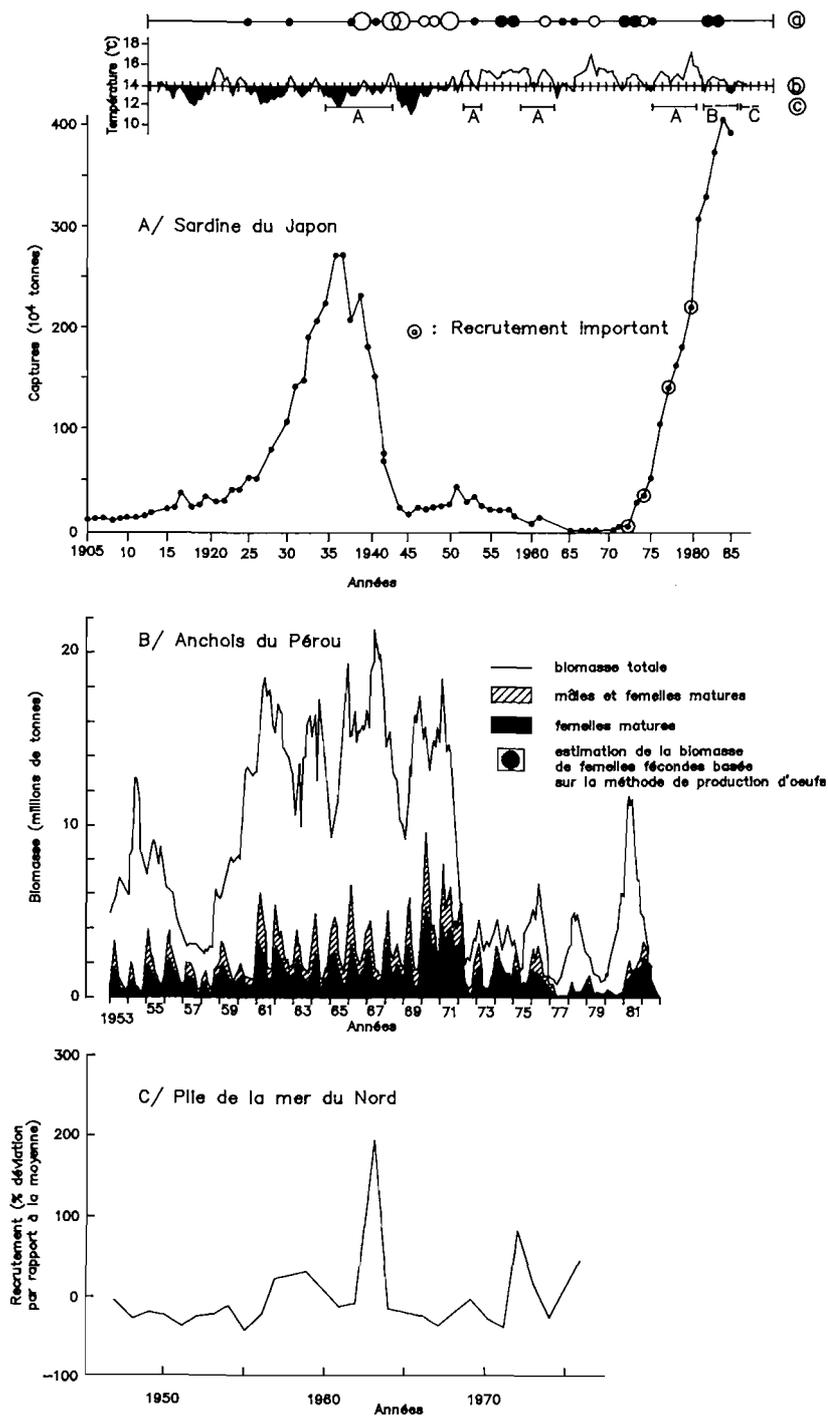
Pour comprendre si une population reste dans un état stationnaire, par rapport aux définitions stricte et moins stricte de cet état, une inférence est nécessaire. Mais cette inférence n'est pas fournie par les données empiriques disponibles. En général, on ne peut, en effet, déterminer, à partir d'une seule observation apparemment aberrante, si une population a quitté ou non son état stationnaire antérieur. Une information extérieure aux données est indispensable. Pour prendre un exemple : alors qu'on s'est surtout préoccupé jusqu'ici de formuler des hypothèses sur les causes d'effondrement de stocks, ce n'est que plus tardivement que l'on a réalisé que les stocks pouvaient rester déprimés pendant plusieurs années, voire plusieurs décennies, après que leur pêche eut été interrompue, et sans qu'aucune variation synchrone ne soit décelée dans leur environnement. Cury (1988) a avancé l'idée selon laquelle la dynamique propre du patrimoine génétique de la population, en réponse aux stimuli de son environnement, pourrait être à l'origine des déphasages et de phénomènes de type catastrophe, observés entre l'abondance d'une population ainsi que les caractéristiques de sa pêche et de son environnement.

Ainsi, la détermination de la stationnarité d'une population dépend de la compréhension des principes fondamentaux associés :

- aux mécanismes de densité-dépendance propres à chaque population ;
- aux variables de l'environnement qui affectent la fidélité des processus de régulation de la population.

Sans la compréhension de ces principes fondamentaux, on ne peut escompter appréhender, et donc distinguer, les facteurs naturels ceux induits par l'homme, à l'origine des fluctuations des populations. La qualité de la compréhension de ces interactions affecte donc directement tout un ensemble de processus de décision qui interviennent dans des questions d'intérêt majeur pour la société, comme l'aménagement des pêches, le contrôle de la pollution, ou l'évaluation des effets possibles du réchauffement global sur les pêches. Vu sous cet angle, le concept de stationnarité prend un intérêt pratique direct.

Les explications avancées jusqu'à présent des fluctuations de populations particulières reposaient souvent sur des interprétations corrélatives ; en outre, elles ne



considéraient pas simultanément les *deux* sources majeures de variation déjà connues que sont les mécanismes de régulation dépendant de la densité et les effets de l'environnement abiotique. Depuis les contributions théoriques de Schaefer (1954), de Beverton et Holt (1954), et de Ricker (1954), la plupart des explications ont porté sur des cas particuliers à partir desquels il est difficile de généraliser. Aussi les connaissances n'ont-elles guère progressé au delà de ce que l'on peut appeler la relation recrutement-stock, élaborée au cours des années 50, critique qu'il est plus facile d'émettre que de rendre constructive.

Avec l'intensification des tâches d'évaluation et de suivi des stocks halieutiques, l'étude de cas particuliers tend à dominer l'analyse des questions de portée plus générale. Ce chapitre s'efforce d'élargir la façon de considérer le problème posé par le recrutement des populations marines. Dans un premier temps, son importance pratique, pour une meilleure utilisation des écosystèmes marins, est examinée. Dans une seconde partie, les concepts que j'ai déjà exprimés sur les causes de la variabilité du recrutement et des populations marines sont reformulés et développés (Rothschild 1986). Les différentes hypothèses publiées pour expliquer ces phénomènes sont ensuite considérées à la lumière de ce cadre conceptuel. Le chapitre se termine par l'examen des orientations qui pourraient être données aux recherches futures dans ce domaine.

Figure 4.1 - Exemples de variabilité des stocks halieutiques.

La sardine du Japon a connu un effondrement, suivi d'une longue période où le stock est resté à un niveau très bas, avant de se reconstituer rapidement. Le stock d'anchois du Pérou montre une évolution analogue, sans reconstitution marquée. Le stock de plie de la mer du Nord manifeste une stabilité générale, avec l'apparition épisodique de quelques fortes classes d'âge.

A : captures de sardine et fluctuations climatiques autour du Japon de 1905 à 1985 (d'après Curry 1988, à partir des données de Watanabe 1981 et Kondo 1987)

a : indices d'"El Niño" (d'après Yamanaka 1984) : ● : fort ; • : moyen ; ○ : faible ; ◦ : très faible ;

b : températures côtières enregistrées sur la côte pacifique du Japon (d'après Kondo 1987) ;

c : méandres du Kuroshio (d'après Kondo 1987),

B : biomasse totale, stock parental (mature) et biomasse des femelles du stock d'anchois péruvien (4-14°S, 1953-1982) (d'après Pauly and Soriano 1987).

C : série temporelle du recrutement de la plie de la mer du Nord (d'après Garrod 1982, app. A, tabl. 1 ; valeurs exprimées en pourcentages de déviation par rapport au recrutement moyen, Rothschild 1986, fig. 2.4 c).

2. Importance du problème du recrutement : implications pour l'aménagement des écosystèmes halieutiques

Le problème posé par la variabilité du recrutement a des implications multiples : aménagement des pêches, contrôle de la pollution, développement de la mariculture extensive, évaluation des effets de l'évolution du climat sur les pêches, en particulier (Troadec 1988). Ces différentes préoccupations pratiques reposent sur un même souci scientifique : celui de comprendre les phénomènes fondamentaux à l'origine de la multiplication et du déclin des populations naturelles.

2.1. Considérations générales

Pour aborder les implications spécifiques du problème du recrutement, il faut garder présent à l'esprit que notre intérêt pour la stationnarité découle de la nécessité de distinguer les causes de variabilité. Parmi celles-ci, il en est certaines sur lesquelles l'homme peut escompter agir, et d'autres qui restent hors de sa portée. Ces deux notions ne sont pas indépendantes. Aussi est-il utile de classer les différentes sources de variabilité, selon qu'elles ressortent du souci de faire progresser la connaissance scientifique ou les applications pratiques.

La figure 4.2 distingue six formes de variabilité qui contribuent à la variation totale. Une première distinction peut être faite entre sources, connues et inconnues, de variabilité. A titre d'exemple, on pourra montrer que l'abondance d'une population de crevette varie en fonction de la pluviométrie. Une analyse de régression pourra indiquer que 20% de la variation du recrutement peut être attribuée à la pluviométrie, les causes aléatoires ou inconnues étant responsables du reste.

Une fois distinguée les causes connues et inconnues, on peut passer à l'analyse de la qualité de la connaissance des premières : certaines seront connues de façon correcte, d'autres l'étant de manière incorrecte. Une source de variabilité correctement connue conservera sa validité dans le futur, tandis qu'une source incorrectement expliquée correspondra typiquement à ce que l'on appelle en statistiques une corrélation fortuite. Dans l'exemple précédent, si, après sa mise en évidence, la corrélation continue d'expliquer 20 % du niveau de recrutement, on pourra dire que la pluviométrie est une source de variation correctement connue. Par contre, si elle ne se vérifie plus, la corrélation sera considérée comme erronée.

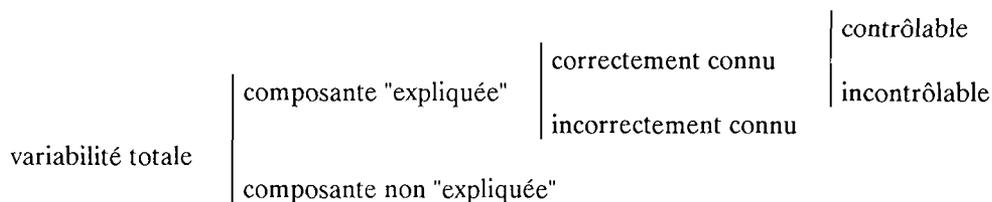


Figure 4.2 - Répartition de la variabilité totale en composantes devant être prises en considération lors de l'évaluation de la variabilité du recrutement.

Les sources de variation correctement connues peuvent ensuite être réparties en variables de choix (contrôlables) et variables d'état (incontrôlables). Une source contrôlable sera, par exemple, la mortalité par pêche ou l'âge de première capture. Une source non contrôlable sera la pluviométrie. Mais la faculté de contrôle disparaît si la source de variation n'est pas correctement comprise, puisque toute action sur le facteur contrôlable n'affectera pas la variation totale conformément aux indications de la relation exprimée. Ainsi, les carences dans la connaissance de la relation recrutement-stock affectent les possibilités d'action sur le recrutement moyen par la manipulation du stock de géniteurs et, par conséquent, la stratégie de gestion (chapitre 9).

Les sources inconnues de variation, attribuées communément aux causes aléatoires, peuvent enfin être réparties entre sources que l'on peut espérer comprendre et sources qui ont peu de chances de l'être. Un programme de recherche pourra être lancé pour établir si la température affecte le recrutement de la morue. L'adoption d'un tel programme implique que l'on admette que la température de l'eau puisse représenter une source éventuellement expliquable de variation. Mais, lorsque l'on considère des schémas non linéaires ou à dimensions multiples, on conçoit que de nombreuses sources de variation que l'on ne peut escompter déterminer demeureront.

Ainsi, lorsque l'on a affaire à des évolutions résultant de processus complexes (chapitre 19), faut-il considérer et évaluer chacune de ces six formes de variation et d'incertitude pour apprécier dans quelle mesure cette classification est susceptible d'être modifiée. La finalité scientifique consiste à changer l'inconnu en connu, et l'incorrectement connu en correctement connu, tandis que le degré de contrôlabilité des facteurs causaux détermine les possibilités d'application.

Dans tous les cas, la modification de cette classification implique des coûts qui doivent être appréciés qualitativement, à défaut de pouvoir l'être quantitativement. D'un point de vue économique, l'intérêt de modifier, pour des pêcheries spécifiques, les connaissances sur les sources de variation et leur degré de contrôlabilité peut être

estimé. De même, d'un point de vue scientifique, il est possible d'apprécier l'intérêt qu'il y a à consacrer des moyens de recherche à l'étude de corrélations erronées ou à de vastes programmes empiriques qui ne visent pas au progrès de la théorie ou qui ne peuvent y contribuer.

2.2. Aménagement des pêches

L'aménagement des pêches correspond au processus par lequel la société cherche à maximiser les bénéfices économiques et sociaux nets qu'elle peut tirer des ressources halieutiques. C'est dans cette perspective que l'on a pu avancer que, si l'abondance des stocks pouvait être prédite, de meilleures décisions pourraient être prises pour un meilleur usage des ressources. Mieux encore, si les causes de variabilité pouvaient être mieux connues et distinguées, ces connaissances pourraient permettre de mieux contrôler, par une action sur les facteurs causaux contrôlables - principalement la biomasse parentale - l'abondance des stocks. Ainsi, une meilleure compréhension des facteurs non contrôlables peut contribuer au progrès de l'aménagement des pêcheries, dans la mesure où le progrès dans la compréhension des facteurs contrôlables n'en est pas indépendante.

Dans l'aménagement des pêcheries, la mortalité exercée par la pêche sur les différentes classes d'âge est la variable de choix primaire. En pratique, les niveaux de cette mortalité sont déterminés par référence aux critères correspondants aux trois principaux types de modèles d'évaluation des stocks :

- ceux qui se rapportent à l'optimisation de la production d'un stock ;
- ceux qui se rapportent à la "meilleure" espérance de capture par recrue (chapitre 2) ;
- ceux qui se réfèrent à l'abondance de géniteurs susceptible d'assurer le meilleur niveau de recrutement moyen.

Ce chapitre met l'accent sur l'importance de la relation recrutement-stock. Contrairement à ce qui transparaît globalement de la littérature spécialisée, les facteurs qui interviennent dans la production par recrue ont des implications sur l'analyse de la relation recrutement-stock. C'est une des raisons pour lesquelles il est difficile de distinguer la surpêche par réduction du recrutement, de la surpêche par réduction de l'espérance de capture des cohortes recrutées. D'ailleurs, en dépit du bruit élevé qui les caractérise, les graphes recrutement-stock peuvent révéler des signaux importants pour l'aménagement des pêches (fig. 6.8 et 6.9). Ils peuvent servir de base pour les

discussions sur le niveau en dessous duquel il est prudent de ne pas laisser descendre un stock. En second lieu, ils permettent d'identifier des valeurs apparemment anormales de recrutement pour une abondance donnée du stock parental : classes annuelles exceptionnellement abondantes, ou faibles - indice de l'éventualité d'un effondrement.

En outre, comme la mortalité par pêche peut être, dans une certaine mesure, modulée en fonction des classes de taille, les différentes courbes de sélection peuvent être examinées sous l'angle de la relation recrutement-stock : le diagramme de répartition par âges de la mortalité par pêche pourra être en partie modifié de façon à améliorer, en manipulant la structure démographique du stock, sa fécondité pour une abondance globale donnée.

Mais, surtout, qu'ils soient ou non interprétés de façon paramétrique, les graphes recrutement-stock donnent une vision "moyennée" de la relation entre le niveau de recrutement et la taille du stock parental. Cette représentation ne reflète, ni n'explique, la variabilité des observations annuelles entre les bornes d'une stationnarité donnée. Or, la variance des recrutements annuels successifs, sur l'intervalle de variation possible de la population, est une composante critique de la régulation des populations. Pour espérer expliquer la relation recrutement-stock, il faudrait pouvoir progresser aussi bien dans la compréhension de la relation moyenne, décrite par la théorie recrutement-stock à partir de considérations relatives aux relations de densité-dépendance, que dans celle des écarts annuels par rapport à la relation moyenne, écarts imputés au moins en partie à des facteurs environnementaux.

La recherche se trouve là confrontée à des processus dont la complexité excède de beaucoup la capacité d'analyse des méthodes et des stratégies de recherche classiquement employées jusqu'ici pour l'étude de la relation recrutement-stock. Pour progresser dans la compréhension de cette complexité, plusieurs concepts, également complexes et différents, doivent être ordonnés et structurés selon des schémas théoriques. C'est à partir de tels schémas que les observations susceptibles de tester leur validité pourront être planifiées.

2.3. Contrôle de la pollution

Jusqu'ici l'attention dans ce domaine a surtout porté sur les quantités de polluants rejetés dans les écosystèmes et leurs effets sur les organismes et la qualité des produits qu'on en tire. Par comparaison, les effets de ces rejets sur la dynamique et la productivité des populations marines, et plus particulièrement les stocks halieutiques, n'ont été qu'effleurés (chapitre 12). On peut penser que ces impacts sont susceptibles

d'être, localement et régionalement, significatifs. N'étant pas distingués des effets de la pêche, l'évaluation de ces derniers s'en trouve nécessairement biaisée (chapitre 19).

Si la dynamique des populations exploitées est un sujet complexe, l'analyse des modalités selon lesquelles les différentes sources de pollution sont susceptibles d'affecter les stocks halieutiques atteint un degré de complexité encore supérieur. Pour cette raison, les recherches sur la pollution requièrent une démarche scientifique encore plus rigoureuse.

2.4. *Mariculture extensive*

La mariculture extensive peut se comprendre comme l'élevage en milieu ouvert de cheptels marins. Dans cette stratégie, la semence à partir de laquelle une récolte est naturellement produite représente le "recrutement". Dans les systèmes déjà développés, comme les systèmes conchylicoles où la collecte du naissain et sa survie au cours des premiers stades d'élevage en milieu naturel sont bien maîtrisées, la compréhension et la prédiction du recrutement revêtent généralement une importance secondaire. La maîtrise du captage se traduit, en effet, par une réduction de la variabilité du recrutement (chapitre 7).

Par contre, lorsque l'on envisage de propager artificiellement des juvéniles de nouvelles espèces, que ceux-ci proviennent de la collecte de juvéniles sauvages ou d'une production d'écloserie, la connaissance de la dynamique du recrutement des populations naturelles constitue souvent une condition de la réussite. Lorsque les juvéniles sont artificiellement produits, il importe de déterminer le bon compromis entre une mortalité naturelle élevée et variable, qui condamne les relâchers prématurés d'individus incompetents dans des conditions inadéquates, et l'augmentation avec l'âge du coût de production des juvéniles. La connaissance des mécanismes de régulation sur lesquels repose la stratégie démographique de l'espèce, de leur poids respectifs et de leur localisation au cours des stades successifs de l'ontogénèse (gamétogénèse, dispersion larvaire, prédation et habitat des juvéniles, ...) peut être déterminante pour évaluer la signification d'essais empiriques correspondant à diverses stratégies de repeuplement ou de surpeuplement (chapitres 8 et 9).

Parallèlement, des projets de développement, à condition qu'ils soient scientifiquement fondés, sont susceptibles d'offrir des conditions, rarement rencontrées en science océanographique ou halieutique, pour la conduite de programmes d'écologie expérimentale. Ils peuvent, en effet, permettre de combiner expérimentations *in vitro* (lors de la production artificielle des juvéniles) et *in vivo* (manipulation du recrutement,

de l'habitat, du stock de géniteurs de populations naturelles) (Troadek 1988). Les observations faites dans l'introduction, sur la nécessité d'étudier conjointement, tout en les distinguant, les différentes sources de variation du recrutement, explicitent l'intérêt de telles possibilités expérimentales.

2.5. Les effets du climat

Les effets des phénomènes météorologiques et climatiques sur la distribution à court terme des concentrations de poisson sont bien identifiés, même si les possibilités pratiques de prédiction restent modestes.

A moyen comme à plus long terme, l'influence du climat sur la répartition et l'abondance des populations halieutiques reste mal connue, car sa compréhension passe par celle du recrutement. Parmi les questions d'intérêt majeur, celle des effets du réchauffement global figure probablement au premier rang. Si l'émission de gaz à effet de serre se poursuit au rythme actuel, on s'attend à ce que la température moyenne mondiale de surface augmente de 1,5 à 4,5° C d'ici le milieu du siècle prochain, avec des différences supérieures au niveau régional. Une telle modification se répercuterait sur la circulation océanique. Ces modifications se traduiraient à leur tour par l'accroissement de l'abondance de certains stocks et le déclin d'autres, et l'apparition ou la disparition de stocks économiquement importants. La prévision de tels changements revêt donc une importance économique considérable pour des pays dans lesquels la pêche a un poids significatif.

L'incertitude créée par le réchauffement global fournit un bon exemple des relations qui existent entre les connaissances, les facultés de contrôle et l'évolution possible des perspectives d'application. On a souvent souligné que le progrès dans les connaissances sur les mécanismes qui déterminent le succès du recrutement présentait un intérêt limité compte tenu de l'impossibilité de prévoir les phénomènes climatiques selon des échelles de temps pertinentes pour l'action (voir Walters and Collie sous presse, pour une discussion récente). Dans la mesure où les modèles de circulation océanique pourront fournir des informations intéressantes sur les effets régionaux du réchauffement global, une meilleure connaissance des mécanismes qui déterminent le recrutement présentera un intérêt stratégique considérable pour les industries halieutiques nationales. Celles qui portent sur des stocks situés près des limites de distribution géographique des espèces ou sur ceux inféodés aux upwellings des bordures océaniques orientales pourraient être les plus sensibles. L'analyse des effets passés des fluctuations naturelles de l'hydroclimat pourrait fournir des renseignements sur le sens et l'amplitude des modifications possibles. L'intérêt de l'étude du recrutement des

stocks halieutiques répond ici potentiellement, d'abord au critère de possibilité de prévision, ensuite à celui de possibilité d'action sur les facteurs causaux.

La classification des sources de variabilité a mis en lumière la complexité du problème. L'examen des connaissances susceptibles d'améliorer les différentes formes d'utilisation des écosystèmes halieutiques fait apparaître un degré de complexité supérieure. Une telle discussion ne peut guère se prolonger au niveau des généralités ; les investigations doivent porter sur les questions particulières importantes pour la société. Pour clarifier ces complexités, des schémas conceptuels ou des théories sont indispensables. La focalisation des recherches sur les questions d'intérêt théorique ou pratique majeur et l'élaboration de stratégies de recherche performantes en dépend.

3. Le processus dynamique des populations

C'est pour répondre à ce besoin que j'ai proposé un schéma intégrant les connaissances disponibles sur les processus de régulation des populations (Rothschild 1986, chapitre 8). J'ai appelé ce schéma "processus dynamique des populations". Il prend en compte les principales sources de variabilité dans la dynamique des populations, celles qui se manifestent par des phénomènes de densité-dépendance comme celles qui résultent de phénomènes indépendants de la densité. Le processus dynamique des populations peut être conçu comme une formalisation des relations entre les mécanismes de stabilisation et les mécanismes de déstabilisation.

3.1. Les composantes stabilisatrices

Les composantes qui stabilisent une population correspondent aux mécanismes puissants de densité-dépendance qui s'exercent au cours du cycle de vie des organismes:

- existence de mécanismes de densité-dépendance spécifiques des stades successifs de chaque organisme ;
- répétition des mécanismes stabilisateurs, assurée par la succession des stades du cycle de vie ;
- multiplicité des populations de prédateurs et de proies associées à chacun de ses stades.

La plupart des populations marines passent par une succession de stades dont chacun peut être considéré comme un module de densité-dépendance dans le processus dynamique des populations (fig. 4.3). Chaque module comporte des mécanismes, associés à la croissance, qui rehaussent la densité, et des mécanismes, associés à la prédation, qui la réduisent.

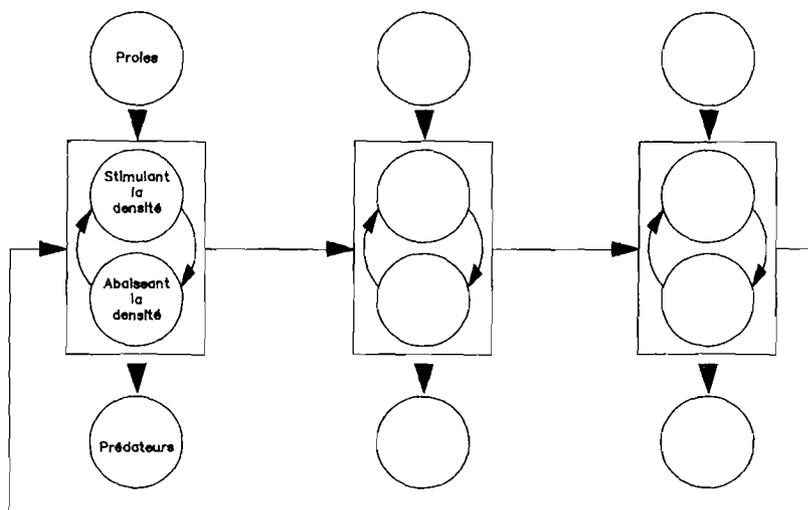


Figure 4.3 - Modules de processus dynamique des populations, montrant : a) une stabilisation non linéaire au niveau d'un module et b) les compensations entre les stades successifs du cycle de vie. Les trois modules présentés pourraient correspondre aux stades larvaire, juvénile et adulte d'une population. Ce diagramme met en relief :

- le concept de processus : les liens entre les modules correspondant aux stades successifs du cycle de vie contribuent, par réitération, à la stabilisation de la population,
- la relation entre la dynamique des populations, la variabilité trophodynamique et la production biologique,
- le système rétro-actif qui, à l'image du temps atmosphérique, résulte de mécanismes rétro-actifs, positif et négatif, mais dont le bilan est négatif.

Pour des niveaux d'abondance élevés, la nourriture dont dispose une population diminue, ce qui a pour effet de réduire sa croissance et sa reproduction. Simultanément, les populations qui consomment la population considérée se multiplient. La réduction

de la croissance et de la reproduction, et l'augmentation de la prédation entraînent une baisse d'abondance de la population en question. Pour de faibles niveaux d'abondance, l'opposition entre les mécanismes qui augmentent, et ceux qui réduisent la densité conduit à un effet inverse : la population tend à croître.

On peut concevoir que ce processus puisse ne pas fonctionner de façon parfaite au sein d'un même module. Mais les imperfections qui doivent exister au niveau d'un module sont compensées par leurs répercussions sur les modules suivants. Comme les mécanismes de densité-dépendance n'agissent pas de façon linéaire - leurs effets sont plus marqués pour les abondances supérieures et inférieures des populations - une défaillance au niveau d'un module provoquera une intensification des mécanismes compensateurs dans les modules suivants. Ainsi, les relations de compensation entre les modules successifs, fonctionnant de façon partiellement autonome, viennent accroître la stabilité propre de la population considérée.

Enfin, comme dans n'importe quelle population le fonctionnement de chaque module semi-autonome est dépendant de l'abondance des proies et des prédateurs, la régulation d'une population est sous la dépendance de plusieurs populations de proies et de prédateurs. Il s'ensuit que toute variation extrême d'une population quelconque de proies ou de prédateurs tendra à être contre-balancée par l'ensemble des populations de proies et de prédateurs avec lesquelles la population en question est trophiquement liée.

Ainsi, les trois mécanismes présentés séparément ne contribuent pas seulement à la stabilisation de chaque population, mais de toutes les populations simultanément : chaque communauté ou écosystème représente un ensemble de processus dynamiques interdépendants.

3.2. *Les composantes déstabilisatrices*

Deux ensembles de facteurs déstabilisateurs interviennent : ceux qui jouent au niveau de la population considérée, et ceux qui s'expriment à partir de l'"environnement" de cette population.

Les premiers posent une énigme sémantique, car si les mécanismes sous-jacents sont de toute évidence déstabilisateurs à court terme, ils sont aussi stabilisateurs à plus longue échéance. Alors que ces composantes déstabilisatrices représentent une variabilité, cette variabilité émane de la structure génétique de la population et

contribue à empêcher l'extinction rapide des populations ou leur explosion à l'infini. Si le patrimoine génétique des populations n'était pas variable et si les conditions environnementales restaient stables autour d'un équilibre fixe, ces populations, parfaitement adaptées, s'éteindraient rapidement lorsque les conditions viendraient à changer.

Contrairement aux précédentes, les composantes déstabilisatrices de l'"environnement" jouent à partir des ensembles de proies et de prédateurs, ainsi que du milieu physique. Deux types de chocs, originaires de l'environnement biotique d'une population considérée, peuvent venir ébranler son processus dynamique. Le premier se manifeste à l'occasion des variations extrêmes, positives ou négatives, d'une population quelconque avec laquelle la première est trophiquement liée. Le second correspond aux variations qui peuvent affecter, à des degrés divers, la totalité des prédateurs ou la totalité des proies, ou les deux, d'une population sous l'effet, probablement, de modifications du milieu physique.

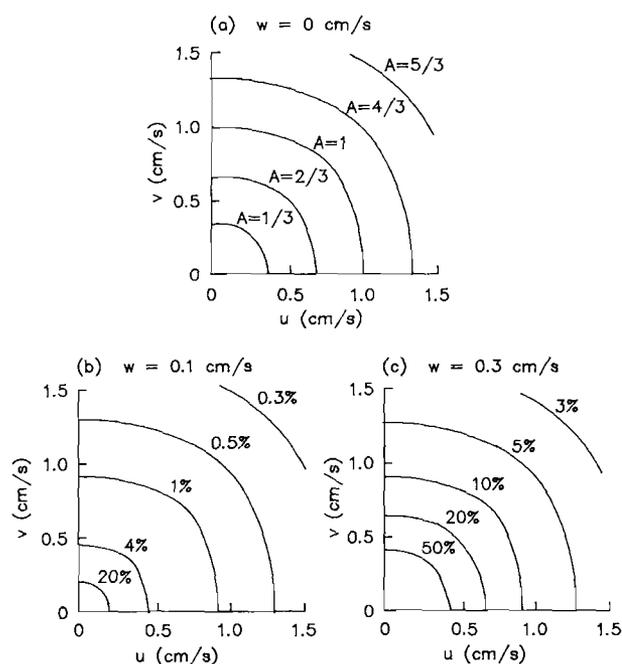


Figure 4.4 - Effets de la turbulence sur le taux de contact prédateur-proies : contours de la contribution de la vitesse turbulente, w , au taux de contact, lorsque v est la vitesse du prédateur et u , la vitesse de la proie ; le taux de contact est proportionnel à la valeur des contours ; a) $w = 0$ cm/s ; b) $w = 0,1$ cm/s ; c) $w = 0,3$ cm/s (d'après Rothschild and Osborn 1988).

L'environnement abiotique est susceptible d'agir de deux manières distinctes. Dans le premier cas, il affecte la physiologie - par exemple, la croissance - de la population étudiée ainsi que celles des populations de proies et de prédateurs avec lesquelles elle est trophiquement liée. Dans le second, les variables physiques agissent, par l'intermédiaire du milieu ambiant, sur les propriétés de premier et de second ordres des taux de contact entre prédateurs.

Rothschild et Osborn (1988) ont présenté un exemple théorique spécifique d'interaction entre des facteurs physiques et la dynamique trophique, susceptible d'affecter la dynamique d'une population. Selon ce modèle, le taux de contact prédateur/proie varie avec l'intensité de la turbulence (fig. 4.4). Dans le cas le plus simple, l'augmentation de l'intensité du vent entraîne celles de la turbulence et du taux de contact. Ainsi, entre certaines limites, l'alimentation des prédateurs et la mortalité des proies augmentent avec l'intensité du vent, ce qui induit une réponse dans la dynamique des populations.

3.3. *Intégration des composantes stabilisatrices et déstabilisatrices*

Ainsi, en liant logiquement le rôle de la densité-dépendance et celui de l'environnement physique, le processus dynamique des populations permet d'identifier et d'expliquer les sources de variabilité et de stabilité dans l'écosystème. En outre, ce schéma éclaire la notion de stationnarité. Les mécanismes stabilisateurs contribuent fortement à maintenir l'écosystème dans un état stationnaire. La variabilité du patrimoine génétique contribue également, même, mais jusqu'à certaines limites, lorsque l'environnement change. Au delà de ces limites, la population peut sortir d'un état stationnaire. Pour déterminer si une observation donnée reflète un changement d'état stationnaire ou un changement au sein d'un état, une appréciation du ou des mécanismes sous-jacents est nécessaire.

Le schéma ainsi décrit ne correspond pas à un processus simple. Mais s'il était simple, il ne réussirait pas aussi bien à lier les individus, les populations et les communautés et à les maintenir dans des états stables, le plus souvent stationnaires. *A contrario*, il est peu probable qu'un seul mécanisme ou même un conglomérat de mécanismes puissent être catégoriquement identifiés comme facteur primaire de variabilité ou de stabilité. A tout moment, un jeu de mécanismes interagit pour contenir les écarts par rapport à l'état stationnaire. Très probablement, les facteurs déstabilisants ont pour origine l'environnement physique.

3.4. Echelles

Un tel processus est également fortement non-linéaire. Aussi, la classification des échelles proposées par Hauray *et al.* (1978) demande à être révisée. Selon cette classification, les événements sont répartis, sur un plan espace-temps, en phénomènes à petite ou à grande échelle. En réalité, nous sommes plus intéressés par la dynamique des processus entre les échelles que par les dimensions de celles-ci. Ainsi, les événements physiques apparaissent à une échelle grande et les phénomènes qui en découlent se répercutent, en cascade, à des échelles de plus en plus petites. Les événements biologiques peuvent avoir des répercussions sur la population à petite échelle, encore que ces événements puissent se propager à travers les écosystèmes à des échelles de plus en plus grandes.

4. Relations avec les hypothèses existantes

Dans cet ouvrage, Lasker (chapitre 6) passe en revue les différentes hypothèses qui ont été formulées pour expliquer la variabilité du recrutement et de l'abondance des populations marines. Il est intéressant de comparer ces différentes hypothèses à la lumière de notre formulation du processus global, tel qu'esquissé dans la section précédente.

4.1. La période critique de Hjort

Il n'est pas établi que Hjort (1914) ait considéré l'existence d'une phase critique comme un phénomène général (Rothschild 1986, p. 165-167). Les évidences venant appuyer son caractère universel restent peu nombreuses. On observe bien exceptionnellement des mortalités massives, mais celles-ci ne semblent pas caractéristiques de la dynamique des phases larvaires. Selon le modèle de processus dynamique des populations, les périodes critiques devraient garder un caractère occasionnel. En effet, leurs effets devraient être compensés par les mécanismes stabilisateurs successifs de densité-dépendance. Comme les évidences de l'existence d'une période critique correspondant à un stade spécifique de la vie d'une cohorte restent peu nombreuses, la relation précise entre un tel processus et un stade particulier de l'ontogénèse reste du domaine de la conjecture.

4.2. *L'hypothèse de stabilité de l'océan*

Selon cette hypothèse, le taux de survie des larves serait élevé lorsque le milieu océanique est stable. Cette hypothèse est certainement vraie dans certaines conditions. Mais il paraît tout aussi évident que d'autres processus peuvent venir effacer l'effet de la stabilité de l'océan. Ainsi, Peterman *et al.* (1987, 1988) ont testé l'hypothèse de stabilité de l'océan sur l'anchois de Californie, sans trouver d'évidence statistique de sa manifestation. Le processus dynamique des populations peut servir à identifier les cohortes susceptibles d'être affectées par une instabilité du milieu océanique.

4.3. *L'hypothèse de prédation*

Cette hypothèse devrait être plus clairement formulée que ne l'ont fait jusqu'ici ses tenants et ses détracteurs. Les avocats de la prédation comme facteur privilégié de contrôle de la mortalité de l'ichtyoplancton pensent que l'alimentation des larves affecte peu leur mortalité. Pourtant, virtuellement tous les animaux marins sont à la fois prédateurs et proies. Comme les affinités prédatrices et les besoins trophiques se confondent aisément, les rôles respectifs de la prédation et de l'alimentation sont difficiles à quantifier. Le processus dynamique des populations replace ces rôles respectifs dans une vision d'ensemble. L'hypothèse de prédation pourrait être définie par rapport à ce schéma. Le processus dynamique de populations met l'accent sur l'interaction de la prédation et de l'alimentation à chacun des stades successifs de l'ontogénèse d'une cohorte.

4.4. *L'hypothèse de coïncidence*

Le concept de coïncidence, popularisé par Cushing (1975), revêt un grand intérêt pour la compréhension de la variabilité des populations, car il met en lumière le rôle joué par les relations entre les processus physiques et biologiques. Dans une acception plus générale, le concept met l'accent sur l'importance du synchronisme entre les événements physiques et les processus biologiques. Le moment auquel se produisent les premiers est au moins aussi important que leur intensité. Le processus dynamique des populations peut contribuer à identifier les phénomènes de coïncidence et à en calibrer les effets. Etant donné le caractère non-linéaire du processus dynamique des

populations, un phénomène particulier de coïncidence peut avoir un effet négligeable ou, au contraire, extrêmement marqué. Le résultat final des phénomènes de coïncidence ne peut être évalué qu'au niveau de l'ensemble du cycle de vie d'une cohorte.

4.5. Le transport larvaire

L'idée en revient apparemment à Hjort. Ce mécanisme joue certainement un rôle important dans la survie des larves. Il doit être rapproché de l'hypothèse de coïncidence dans la mesure où il tient compte de la séquence d'évolution des conditions trophiques. L'hypothèse de coïncidence repose sur la chronologie des événements en général, tandis que celle du transport larvaire considère à la fois la coïncidence temporelle et spatiale. Le processus dynamique des populations montre que les phénomènes de coïncidence spatiale et temporelle peuvent jouer à tous les stades successifs du cycle de vie et qu'ils impliquent les migrations actives aussi bien que les dérives passives.

4.6. L'hypothèse de rétention et la théorie des "membres/vagabonds"

Sinclair (1988) a récemment proposé une théorie sur les mécanismes de régulation et de spéciation des populations marines. Chaque population comprendrait des "membres" qui, en étant retenus par l'effet conjoint de leur présence au sein d'une structure hydrodynamique particulière et d'un comportement adapté des individus, boucleraient leur cycle de vie : en venant se reproduire, ils contribuent à la persistance de la population. En revanche, les "vagabonds" s'égèreraient et ne contribueraient pas à la reproduction de la population. Selon cette théorie, le *nombre* et la *distribution* des populations d'une même espèce dépendrait "du nombre et de la localisation des structures géographiques, au sein desquelles l'espèce est en mesure de boucler son cycle de vie". L'*abondance absolue* de chaque population serait fonction du volume des structures hydrodynamiques disponibles pour chacun des stades de l'ontogénèse, notamment les pélagiques. La *variabilité* dans l'abondance absolue d'une population reflèterait les fluctuations du volume des structures hydrodynamiques correspondant aux stades les plus vulnérables à la dispersion (chapitre 5).

Cette théorie est compatible avec le processus dynamique des populations en ce sens qu'elle déduit que, dans la variabilité des populations, les processus spatiaux l'emportent sur les processus trophiques.

4.7. La relation recrutement-stock

Cette relation est au coeur de la variabilité dans la reproduction des populations, puisqu'elle reflète le bilan de l'ensemble des processus de densité-dépendance et de densité-indépendance. La théorie du processus dynamique de populations vise à placer la relation recrutement-stock dans une perspective qui couvre l'ensemble de ces mécanismes et reflète aussi bien la variance des recrutements annuels que leur résultat moyen.

Ainsi, les hypothèses formulées jusqu'à présent ont surtout porté sur des aspects particuliers du problème et ont considéré quasi exclusivement les événements qui se produisent au cours de la phase larvaire. Pourtant, des événements intervenant au cours d'autres phases de la vie des cohortes sont susceptibles de jouer un rôle important dans la stabilisation et la variabilité d'une population. Dans le chapitre 9, Boucher et Dao montrent, par exemple, le rôle prédominant joué par la température ambiante sur le succès de la reproduction chez la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*). Pour un examen du rôle de la production d'oeufs, le lecteur peut se reporter à Rothschild and Fogarty (sous presse). Cet exemple montre aussi que les stratégies démographiques peuvent différer beaucoup selon les groupes systématiques.

5. Nouvelles orientations

Tel qu'il est généralement pratiqué aujourd'hui, l'aménagement des pêcheries procède de stratégies inspirées de, et visant à, la conservation des stocks (chapitre 1). D'autres chapitres de cet ouvrage examinent les dimensions économiques, sociales et politiques de la question. Le présent chapitre ne porte que sur l'information relative aux écosystèmes exploités, susceptible de contribuer à l'amélioration de l'exploitation des ressources halieutiques.

Il est clair que les recherches futures devraient porter sur la variabilité. Mais, parmi les différentes sources de variabilité identifiées à la figure 4.2, quels aspects doit-on considérer comme prioritaires ? Comme notre discussion ne porte pas sur une pêcherie particulière, la question posée doit être traitée dans sa généralité. Ceci nous ramène à la notion de stationnarité. Pour identifier la nature des variations et celle de la

stabilité, il est nécessaire de spécifier, non seulement les échelles espace-temps pertinentes, mais aussi les échelles écologiques appropriées. Ce problème d'échelle peut être schématisé sur un graphique. La figure 4.5 schématise les relations qui existent entre les possibilités d'action et leur coût, d'une part, et les échelles de temps, d'espace et d'organisation écologique des systèmes vivants, d'autre part.

On pourrait penser qu'à des fins opérationnelles l'idéal serait de pouvoir aménager les ressources halieutiques - c'est-à-dire de pouvoir agir sur les variables de contrôle - à des échelles proches de l'origine du système de coordonnées x, y, z. Pour un aménagement en temps réel, traiter l'écosystème dans son ensemble à l'échelle du siècle présente peu d'intérêt. Mais un tel objectif est opérationnellement impossible et stratégiquement inapproprié. Le coût d'un aménagement aussi détaillé serait exorbitant. Conséquence plus sérieuse, il ne permettrait pas d'agir sur les phénomènes d'échelles supérieures dont les effets se font néanmoins sentir à l'échelle la plus petite. Les efforts et les moyens doivent donc être répartis sur l'ensemble des échelles en fonction de leur impact sur la plus petite. Or, à l'heure actuelle, l'aménagement est concentré sur l'échelle annuelle et, pour ce qui est de la structure des ressources, sur l'espèce.

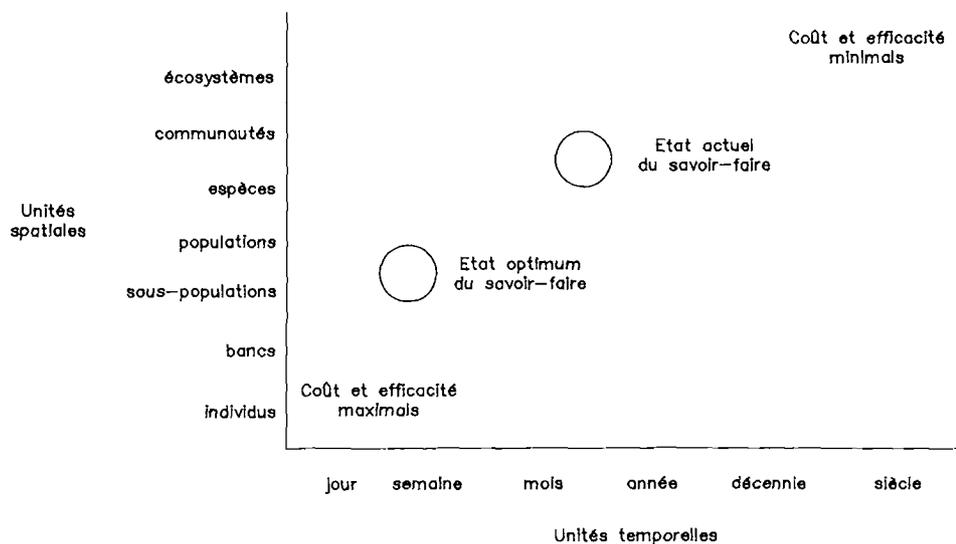


Figure 4.5 - Relations entre les échelles spatio-temporelles, les échelles d'organisation écologique, les capacités actuelles et le coût et l'efficacité de l'aménagement.

L'amélioration de la répartition des moyens et des efforts sur les différentes échelles doit tenir aussi compte des perspectives de progrès et des difficultés d'acquisition des différentes connaissances. Ceci nous ramène à la notion de stationnarité. Il est clair que ces questions portent sur un ensemble complexe de

facteurs qui ne sont pas circonscrits à la phase larvaire, mais portent simultanément sur les relations entre les stades successifs du cycle de vie et les phénomènes physiques.

Les nouvelles orientations devraient porter sur le problème de stationnarité, celui des causalités multiples - dont Ricker avait reconnu l'intérêt dès 1972 - les relations entre les mécanismes de régulation par densité-dépendance et les variations de l'environnement abiotique. Cette façon de considérer le problème de la variabilité des écosystèmes exploités met en relief l'intérêt pratique de la théorie : celle-ci permet d'intégrer des éléments épars et de peser l'intérêt pratique relatif d'essais empiriques à finalités différentes.

De quelle théorie avons-nous besoin ? Le processus dynamique des populations vise à relier toutes les populations à toutes les autres populations par l'intermédiaire de leurs relations trophiques. Ces relations sont stabilisées par l'effet des interactions dynamiques entre les populations, et déstabilisées par celui des variations de l'environnement abiotique.

Les effets de l'environnement physique peuvent s'effectuer par l'intermédiaire de modifications dans les signaux trophiques. Rothschild (1988) définit un signal trophique comme le résultat de changements temporels dans la distribution de la nourriture rencontrée par un prédateur. Dans un environnement homogène, le signal trophique reflète le ratio entre les abondances respectives des prédateurs et des proies. Un ratio favorable aux prédateurs conduit au déclin de leur abondance, et *vice versa* : l'antagonisme de ces deux ensembles de processus stabilise le système.

Cependant, le changement d'une variable physique quelconque n'affecte, en général, pas les prédateurs comme leurs proies : les uns ou les autres seront, comparativement, avantagés. Le ratio prédateur-proie antérieur ne conviendra alors plus, ni aux prédateurs, ni aux proies. Leurs abondances respectives seront amenées à changer. Mais ce changement ne peut être que temporaire, car il entraîne lui-même un déséquilibre. La dynamique non-linéaire inhérente au système conduit à l'apparition de cycles ou de quasi-cycles dans l'abondance des prédateurs et des proies.

Pour une personne engagée dans les réalités pratiques de l'aménagement, cette approche théorique pourra paraître abstraite et, même, exagérément compliquée. Mais, sans une approche basée sur les principes fondamentaux, les bénéfices nets que l'on peut escompter d'une stratégie d'utilisation et de conservation des ressources qui tienne compte des différentes échelles et des niveaux d'organisation de la vie dans l'océan (fig. 4.5) ne sauraient être réalisés.

REFERENCES

- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957 - 'On the dynamics of exploited fish populations'. *Fish. Invest. Lond.*, Ser. 2, 19: 533 p.
- Box, G.E.P. and G.M. Jenkins, 1976 - 'Time Series Analysis : Forecasting and Control'. 2nd ed. San Francisco : Holden Day.
- Cury, P., 1988 - 'Pressions sélectives et nouveautés évolutives : une hypothèse pour comprendre certains aspects des fluctuations à long terme des poissons pélagiques côtiers'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1099-1107.
- Hjort, J., 1914 - 'Fluctuations in the great fisheries of northern Europe, viewed in the light of biological research'. *Rapp. P.-v. Cons. int. Explor. Mer*, 20: 228 p.
- Pauly, D. and M. Soriano, 1987 - 'Monthly spawning stock and egg production of Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*), 1953 to 1982'. In D. Pauly and I. Tsukayama (eds.) - 'The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem : Three decades of change'. *ICLARM Studies and Reviews*, 15: 167-178.
- Peterman, R.M., M.N. Bradford, N.C.H. Lo and R.D. Methot, 1988 - 'Contribution of early life stages to interannual variability in recruitment of northern anchovy (*Engraulis mordax*)'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45, 1: 8-16.
- Peterman, R.M. and M.J. Bradford, 1987 - 'Wind speed and mortality rate of a marine fish, the northern anchovy, *Engraulis mordax*'. *Science*, 235: 354-356.
- Ricker, W.E., 1954 - 'Stock and recruitment'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 11: 559-623.
- Rothschild, B.J., 1986 - *Dynamics of Marine Fish Populations*. Harvard University Press, Cambridge, MA : 277 p.
- , ---, 1988 - 'Biodynamics of the Sea : The Ecology of High Dimensionality Systems'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory on Biological-Physical Interactions in the World Ocean'. Kluwer Academic Publishers : 527-548.
- , --- and M.J. Fogarty - 'Spawning stock biomass : A source of error in recruitment-stock relationships and management advice'. *J. Cons. int. Explor. Mer* (in press).
- , --- and T.R. Osborn, 1988 - 'Small-scale turbulence and plankton contact rates'. *J. Plankton Res.*, 10, 3: 465-474.
- Schaefer, M.B., 1954 - 'Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries'. *Inter.-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 1, 2: 27-56.
- Sinclair, M. 1988 - 'Marine Populations. An Essay on Population Regulation and Speciation'. Washington Sea Grant Program, Univ. of Washington Press, Seattle : 252 p.
- Troade, J.-P., 1988 - 'Why study fish population recruitment ??' In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory on Biological-Physical Interactions in the World Ocean'. Kluwer Academic Publishers : 477-500.
- Walters, C.J. and J.S. Collie - 'Is research on environmental factors useful to fisheries management ??' *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (in press).

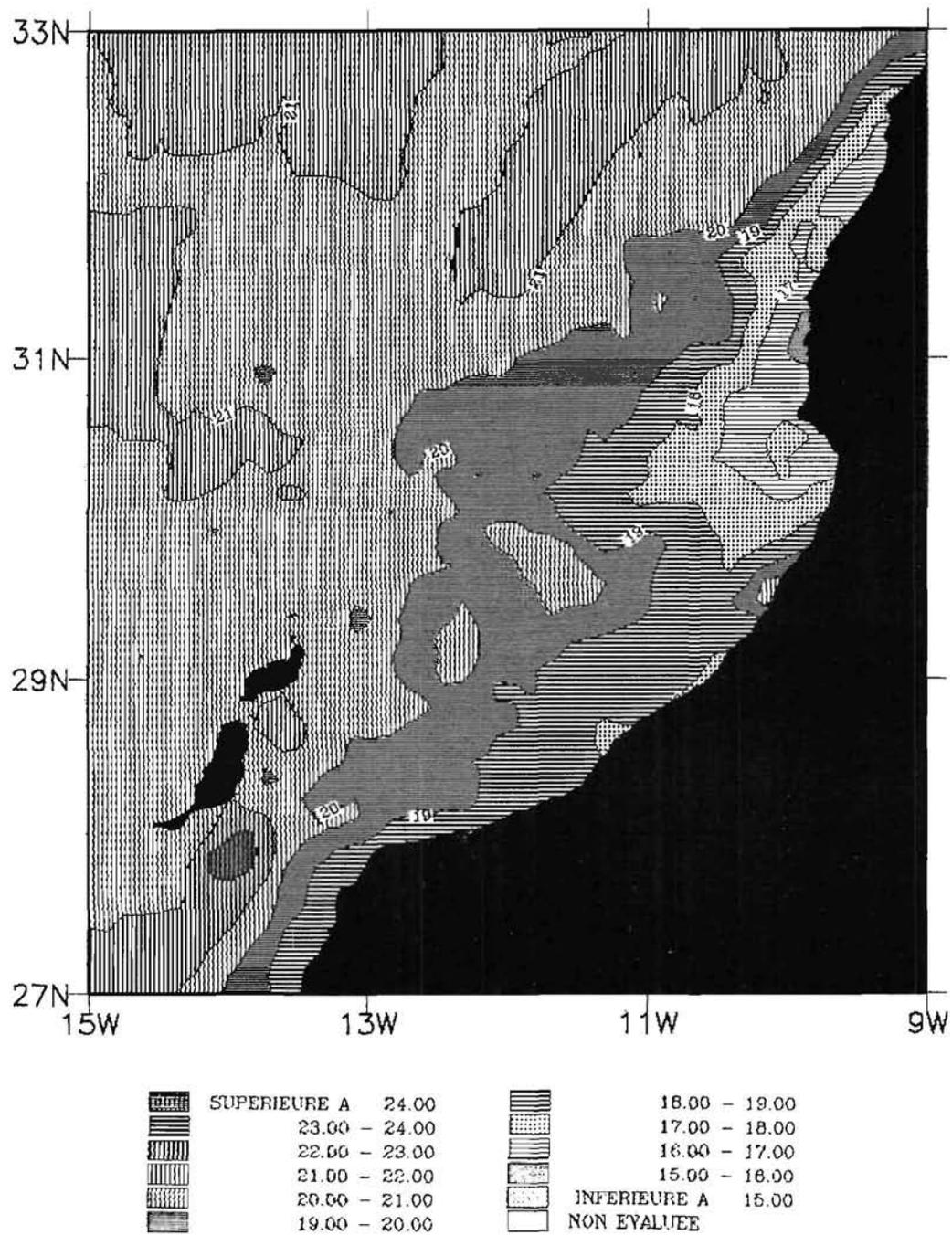


Photo 8. — Image satellite des affleurements d'eaux profondes au large de la côte du Maroc.
(IFREMER - Direction de l'environnement et des recherches océaniques).

5 - L'OCEAN ET LA VARIABILITE DES POPULATIONS MARINES

Andrew Bakun

"L'espèce se maintient grâce à l'existence dans ces régions d'un courant circulatoire fort qui ramène périodiquement une certaine proportion des individus à la surface de l'océan, entraînés par le mouvement continu des eaux... Le mécanisme de la circulation joue donc ici le rôle principal pour la conservation de l'espèce".

D. Damas, 1905. Notes biologiques sur les copépodes de la mer de Norvège.

"Si le recrutement a une fonction d'exploration, le stock en a une de conservation : il reflète la moyenne d'un nombre d'essais réalisés par les classes d'âge pour leur recrutement".

D.H. Cushing, 1981. Fisheries biology : a study in population dynamics.

1. Diversité des processus et des échelles

En mer, les populations exploitées sont soumises à des variations souvent fortes d'abondance. Celles-ci peuvent avoir des conséquences économiques et sociales désastreuses (Glantz 1984, chapitre 19). Rothschild (1986, chapitre 4) donne divers

Andrew Bakun dirige le "Pacific Fisheries Environmental Group", un laboratoire du "Southwest Fisheries Center" (National Marine Fisheries Service) situé à Monterey (USA). Il s'est spécialisé dans les recherches sur les liaisons entre les processus physiques et biologiques de l'océan - particulièrement celles qui affectent les stocks exploités - et l'élaboration de séries chronologiques d'indicateurs physiques susceptibles de caractériser la dynamique de ces relations. Il est titulaire d'un Doctorat de l'Université de l'Etat de l'Orégon. Il préside actuellement le Groupe d'experts chargé d'animer le Programme sur la science océanographique et les ressources vivantes, co-parrainé par la Commission océanographique intergouvernementale et l'Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'alimentation.

exemples de cette variabilité et des mécanismes démographiques sous-jacents. Les méthodes classiques de la science halieutique se sont révélées impuissantes à prévoir ces fluctuations et à y ajuster les pêcheries qui reposent sur de tels stocks (chapitre 9). Cette carence tient essentiellement au fait que les processus à l'origine des variations du recrutement demeurent une énigme, même après trois quarts de siècle d'investigations. Le terme "recrutement" désigne ici l'effectif de chaque cohorte qui réussit à franchir avec succès les différents stades - oeufs, larves et juvéniles - pour atteindre finalement la phase exploitée et contribuer au renouvellement du stock. Non pas un, mais plusieurs processus d'interaction entrent en jeu (chapitre 4), au cours desquels un effectif initialement énorme d'oeufs minuscules diminue de façon considérable pour ne laisser survivre qu'un nombre très réduit de recrues. Au cours de ces stades successifs, l'individu change de taille et aussi de forme. De ce fait, un même phénomène externe peut affecter la survie de la cohorte de manière différente, selon la phase de l'ontogénèse sur laquelle il porte. C'est la raison pour laquelle, même s'il peut paraître plus simple, pour des raisons pratiques, de considérer le recrutement comme le bilan final agrégé de la survie au terme de l'ensemble des phases précoces, durant lesquelles les organismes ne sont pas visibles à l'oeil nu et échappent à l'échantillonnage par la pêche, il n'est pas surprenant que cette démarche n'ait pu mettre en évidence jusqu'ici de relations simples et constantes entre le recrutement final et la taille du stock parental, ou les conditions du milieu.

Une très grande variété de processus et de conditions entrent en jeu dans l'environnement océanique. Des anomalies majeures affectant le système de couplage océan/atmosphère, telles celles associées au phénomène d'El Niño, peuvent avoir une dimension mondiale (Glantz *et al.* 1987). A l'autre extrémité du spectre des échelles spatiales, Rothschild et Osborn (1987) ont suggéré que la turbulence à micro-échelle pouvait réguler les performances alimentaires du zooplancton. Entre ces deux extrêmes, toute une série de processus hydrodynamiques sont susceptibles d'affecter fortement, à des échelles différentes, les populations marines (cf. tabl. 1, IOC 1984).

Dans certains cas, le recrutement de plusieurs populations semble varier, de façon synchrone, sur des échelles spatiales de grandes dimensions. Koslow *et al.* (1987) constatent, dans l'Atlantique nord-ouest, une cohérence, à une échelle de $\sim 10^3$ km, entre le recrutement de la morue et celui de l'églefin, cohérence qu'ils retrouvent dans les fluctuations de l'environnement. A une échelle encore supérieure ($\sim 10^4$ km), Kawasaki (1983) observe une coïncidence entre les cycles d'abondance de différentes populations de sardine du Pacifique nord, nord-ouest et sud-est. Il avance comme explication l'existence de variations et d'anomalies liées au climat se manifestant à l'échelle transocéanique. Il convient toutefois de noter que cette coïncidence, visuellement frappante, ne porte que sur deux pics d'abondance dans le Pacifique nord et un dans le Pacifique sud ; c'est pourquoi son caractère fortuit ne peut être exclus.

De façon analogue, le spectre des échelles temporelles est très large. Lasker (1978) avance que des orages atmosphériques de quelques heures ($\sim 10^{-3}$ an) peuvent, en dispersant les concentrations de petites dimensions de particules nutritives, nécessaires à la bonne alimentation des larves d'anchois récemment écloses, entraîner un échec du recrutement. Des anomalies dans la structure des courants océaniques, ou des conditions inhabituelles dans les dérives superficielles dûes au vent, s'étalant sur quelques semaines ($\sim 10^{-1}$ an), peuvent bouleverser les trajets normaux de dérive larvaire (Cushing 1982) ou transporter les oeufs et les larves au large, loin de leur habitat côtier préféré (Parrish *et al.* 1981). Dans l'hypothèse de "coïncidence" qu'il a avancée pour expliquer le déterminisme du recrutement larvaire, Cushing (1975) fait intervenir des échelles temporelles du même ordre, lorsqu'il considère le développement saisonnier de l'abondance des organismes convenant à l'alimentation des larves.

Une auto-corrélation interannuelle ($\sim 10^1$ an) apparaît manifestement dans plusieurs séries chronologiques du recrutement. Bakun (1986a) cite l'exemple des populations de poissons pélagiques inféodées au courant californien dont le recrutement passe par des phases alternativement bonnes et mauvaises, de plusieurs années, sans lien avec les biomasses de leurs reproducteurs respectifs. Koslow *et al.* (1987) constatent qu'il existe apparemment des périodes de dix à vingt ans dans le recrutement de la morue et de l'églefin de l'Atlantique nord-ouest. Cet intervalle de fréquence interannuelle correspond à celui des ondes baroclines de Rossby qui peuvent modifier de façon sensible les schémas de circulation océanique (Mysak *et al.* 1982). Le phénomène d'El Niño et d'autres anomalies climatiques de courte durée correspondent également à cette bande de fréquence. On doit, toutefois, observer que les conséquences biologiques ne se manifesteront nécessairement pas sur la même période de variation que les mécanismes physiques qui les déclenchent. Des événements physiques de courte période peuvent se repercuter à des échelles temporelles supérieures, par l'induction de phénomènes intermédiaires, dans la structure - y compris génétique - des populations (cf. § 3.3, chapitre 4).

L'échelle temporelle correspondant à l'époque interglaciaire ($\sim 10^4$ an) pourrait également être pertinente dans les recherches sur le recrutement. Depuis la dernière période glaciaire, les conditions et les processus qui conditionnent l'habitat des populations exploitées semblent, dans plusieurs cas, avoir connu des bouleversements quasi complets (Ruddiman 1985). Cette période n'en demeure pas moins suffisamment courte pour que les stratégies de reproduction et de survie sélectionnées par les populations marines puissent présenter, aujourd'hui encore, des retards d'adaptation aux conditions de l'environnement.

2. Stratégies de recherche

2.1. Méthodes

Sauf dans de petites enceintes, il est difficile de réaliser des expériences contrôlées sur les processus qui déterminent la survie des larves et des juvéniles. On ne peut pas, en effet, contrôler le milieu océanique ambiant. D'autre part, la superposition des échelles de mouvement interdit de conserver aux fins d'expérimentation l'intégralité d'un volume d'eau isolé. C'est pourquoi les petites enceintes tronquent les échelles des processus et imposent des interfaces irréalistes, qui risquent d'altérer des mécanismes essentiels. De plus, comme la probabilité d'atteindre la phase exploitée est très faible pour l'énorme majorité des oeufs, les circonstances qui affectent un échantillon donné de larves apparemment typiques peuvent n'avoir que peu de rapport avec les conditions requises pour le recrutement effectif d'une population. Ainsi, un sous-groupe réduit de larves, présent dans une structure pas nécessairement typique, pourrait être le seul à bénéficier des circonstances tout à fait particulières qui offrent des chances significatives de survie.

Ce sont ces difficultés qui ont fait que, dans le passé, la plupart des recherches ont suivi une démarche empirique : on s'est efforcé d'établir des relations statistiques entre le bilan global final, c'est-à-dire le "recrutement", et divers indices intégrant des conditions particulières ayant régné au cours de l'existence antérieure des cohortes.

Etant donné la multitude de relations susceptibles d'intervenir entre certains processus du milieu et les conditions qui déterminent la survie des stades précoces (tabl. 5.1), cette démarche empirique présente des carences spécifiques évidentes. Diverses séries chronologiques de variables, ou d'indicateurs hydrologiques, ou météorologiques (Bakun and Parrish 1980, Bakun 1986a et 1987) peuvent être établies, en vue de déceler une ou plusieurs de ces relations. Différentes sources d'incertitude relatives aux échelles de temps, aux décalages possibles entre causes et effets, etc., multiplient les possibilités d'aboutir à des corrélations plus ou moins nettes entre des séries temporelles courtes (souvent auto-corrélées) de données annuelles. De telles relations peuvent ensuite être justifiées sans difficulté, par référence à un mécanisme écologique arbitrairement choisi *a posteriori*. Lorsqu'une telle corrélation est suffisamment élevée pour répondre aux normes de signification statistique, elle devient publiable comme une contribution au progrès des connaissances. Compte tenu du nombre de possibilités susceptibles d'être examinées *a priori*, la probabilité d'obtenir le même degré de corrélation peut ne pas être supérieure à celle que l'on peut attendre de l'analyse de séries également longues de nombres tirés au hasard. Cette incertitude demeure même lorsque plusieurs chercheurs analysent séparément des données relatives à une même période, chacun

travaillant scrupuleusement à partir de sa propre hypothèse et d'un choix unique de variables explicatives, les premières comme les secondes ayant été définies *a priori*. En règle générale, seuls les résultats positifs sont publiés, ce qui fait que leur proportion au regard des résultats négatifs reste inconnue, privant ainsi l'évaluation de la base statistique nécessaire pour juger si la "relation" avancée ne pourrait pas être fortuite.

Tableau 5.1 - Hypothèses relatives aux facteurs susceptibles de contrôler la survie des populations marines aux premiers stades de l'existence des cohortes (d'après Bakun 1985).

I. Famine

- mélange turbulent des strates fines de particules alimentaires,
- faible productivité du système,
- organismes nutritifs inappropriés,
- dispersion de la nourriture par des courants divergents,
- déphasage de la nourriture disponible aux différentes saisons.

II. Prédation

- petits prédateurs planctoniques,
- grands prédateurs planctoniques (par ex. coelentérés),
- larves de poissons prédatrices,
- poissons prédateurs adultes,
- variation de la croissance en relation avec la prédation dépendante de la densité.

III. Advection

- entraînement vers le large : dérive des larves hors de leur habitat favorable,
- transport vers la côte : les larves sont exposées dans les zones de brisants, etc.,
- dislocation des structures habituelles de courants auxquelles les populations se sont adaptées.

IV. Contraintes physiologiques

- conditions de T°, S ‰, O₂ extérieures à l'intervalle physiologique de l'espèce,
- effets de la pollution environnante.

V. Maladies

- épizooties, etc.

A l'inverse, il serait absurde que les chercheurs s'interdisent d'examiner les données disponibles et de signaler les correspondances qu'ils observent. Ce travail est important pour la détection de signaux et la formulation d'hypothèses explicatives. Mais, il serait aussi absurde de considérer qu'une simple corrélation entre des séries temporelles suffise pour valider une hypothèse. Confronté à cette situation, le chercheur

doit réaliser les observations qui apporteront l'information complémentaire propre à tester la validité de son hypothèse avec la confiance statistique requise.

Shepherd *et al.* (1984) ont passé en revue les corrélations empiriques publiées entre l'abondance de stocks halieutiques et les conditions de milieu, les agrémentant de commentaires sur leur signification et leur validité statistique. Ils concluent "... qu'une forte relation doit exister entre le recrutement et le climat". Plusieurs indications convergent dans le même sens : l'abondance de plusieurs stocks de la mer du Nord paraît varier avec la température ; différents essais, entrepris pour relier les variations du recrutement de stocks présents au large de la côte occidentale de l'Amérique du nord et certains mécanismes de transport larvaire, paraissent positifs ; il en est de même de stocks de l'Atlantique nord-ouest, dont le recrutement serait influencé par le panache des eaux du Saint-Laurent ; enfin, la compréhension récente des effets potentiels de la turbulence océanique sur la dispersion de concentrations d'organismes dont se nourrissent les larves aboutit à des déductions convergentes. Récemment, Bakun (1985) a cité des évidences, qui vont dans le même sens, établies sur les stocks pélagiques des façades océaniques orientales.

2.2. La recherche d'une nouvelle compréhension

Le Groupe de travail sur les études et le suivi de l'océan (Bakun 1984), qui s'est tenu à l'occasion de la Consultation FAO d'experts chargés d'examiner les changements d'abondance et de composition spécifique des ressources halieutiques néritiques (Sharp and Csirke 1983), a recommandé que "cette question soit abordée de façon plus rigoureuse dans un cadre conceptuel solide...", basé sur l'analyse systématique du comportement de la population considérée et de ses liens avec les caractéristiques physiques et biologiques pertinentes de l'écosystème. Il a souligné la nécessité d'étayer les observations en mer par des expérimentations appropriées en laboratoire. Des recherches comparatives interrégionales fournissent un bon moyen d'obtenir d'autres informations pertinentes. Par ailleurs, l'échantillonnage doit se faire selon des échelles temporelles et spatiales - y compris des échelles verticales très fines - correspondant aux processus en cause, si l'on veut comprendre comment la population se comporte par rapport à son environnement.

Les réponses adaptatives aux processus océaniques, observées dans le comportement et le cycle biologique des organismes marins, résultent de l'intégration d'un nombre élevé d'essais et d'erreurs, effectués par les populations. Ces adaptations peuvent être le signe de mécanismes physiques primaires qui conditionnent la réussite de la reproduction ; ceux-ci sont relativement peu contaminés par le "bruit" quasi

aléatoire, de haute fréquence et de grande amplitude, émanant des fluctuations de l'environnement, ou des états transitoires que celles-ci induisent dans la structure des communautés. Ainsi, en supposant que l'on dispose d'une théorie et des hypothèses nécessaires au tri des observations, l'examen dans la nature du comportement normal de populations exposées à des contextes environnementaux différents devrait nous éclairer sur la nature des phénomènes déterminant la variabilité des populations naturelles, mieux que les corrélations empiriques ou les travaux expérimentaux.

Les démarches expérimentale et comparative constituent "... les deux grandes méthodes scientifiques" (Mayr 1982). La méthode comparative convient particulièrement aux situations non réductibles à l'expérimentation ; elle est à l'origine, par exemple, de presque tous les progrès révolutionnaires réalisés en biologie de l'évolution (*ibid.*). Bakun (1985) a proposé un schéma logique d'analyse comparative des résultats d'études régionales sur l'hydrologie des aires préférentielles de ponte. Cette méthode devrait permettre de tirer des inférences sur les processus qui contrôlent la variabilité du recrutement des populations marines, et d'accroître la confiance attribuable aux résultats empiriques. Parrish *et al.* (1983) donnent un exemple d'application d'une telle méthode.

Les sections qui suivent esquissent un cadre conceptuel particulier applicable à une série de populations marines différentes. La stratégie qui la sous-tend m'est, d'une certaine façon, personnelle ; on pourra en contester certains aspects. Dans la mesure où elle est valide, elle permettra de classer, par ordre de complexité, les relations qui lient, sur un large spectre d'échelles fonctionnelles, les populations marines à leur environnement physique et vivant. Une telle approche devrait réduire le nombre d'hypothèses explicatives, s'appuierait sur la *méthode scientifique comparative*, et servirait à définir les programmes d'observation à conduire en réponse à des questions explicitement formulées. Dans les différents habitats où elles vivent et se reproduisent, les populations marines ont à résoudre des questions analogues de stratégie démographique. Les observations accumulées sur les réactions des différentes populations, en réponse aux événements qui se produisent dans leurs environnements, n'apparaîtront alors peut-être plus comme fragmentaires et anecdotiques - ainsi qu'on les traite souvent - mais comme des éléments à partir desquels des généralisations scientifiques pourront se déduire.

Finalement, un ensemble de questions se rapportant à un thème commun dont l'intérêt est actuel, celui du transport et de la colonisation par les larves, sera abordé plus en détail. Elles illustrent la démarche qui peut être suivie pour faire progresser la compréhension du recrutement. De toute évidence, s'il faut attendre d'être en mesure de démêler et d'évaluer toutes les liaisons complexes au sein des réseaux trophiques océaniques, nous devons attendre longtemps avant de progresser dans l'aménagement des ressources halieutiques. Si des raccourcis existent, ils se situent vraisemblablement au niveau de la compréhension de ces processus.

3. Processus énergétiques et spatiaux

3.1. Les relations trophiques dans l'océan

Les écosystèmes marins sont organisés selon une hiérarchie de niveaux trophiques, que franchissent successivement les organismes au cours de leur développement. Dans l'océan, les plus grands organismes bénéficient d'avantages hydrodynamiques marqués qui font, qu'avec la taille des prédateurs, les proies ont de plus en plus de mal à leur échapper. Sauf dans des habitats spécialisés, l'océan n'offre guère de refuge sûr. Au contraire, le sort d'une population de proies semble souvent dépendre du volume dans lequel elles se distribuent et que les prédateurs doivent explorer ou filtrer avant de les rencontrer. L'énergie que le prédateur devra dépenser avant d'être prêt à attraper une proie (en plus de celle qu'il doit consacrer à son maintien physiologique, sa croissance et sa reproduction) doit être équilibrée par le contenu calorique de la nourriture qu'il ingère. Sinon, le prédateur devra, soit changer de proies, soit migrer vers une zone plus riche, soit passer à un état de latence où sa consommation d'énergie sera minimale. Faute de quoi, il mourra de faim. Ainsi, une population ne pourra accroître sa biomasse qu'autant que ses membres ne sont pas confrontés, à un moment donné de leur existence, à un déficit d'énergie prolongée.

Les populations marines ont recours à une grande variété de stratégies pour réaliser un bilan énergétique positif. Un exemple de stratégie à "haut niveau d'énergie" est fourni par les thons, qui migrent sur de grandes distances, traversant parfois des bassins océaniques entiers pour gagner des zones d'engraissement suffisamment riches pour satisfaire leur gros appétit. Chez ces espèces, le taux de croissance élevé nécessaire pour atteindre la taille et l'efficacité hydrodynamique requises par cette stratégie est apparemment réalisé au prix d'un taux élevé de mortalité naturelle (Pauly 1980) ; leur métabolisme peut être deux ou trois fois plus élevé que celui d'autres espèces capables des mêmes vitesses (Olson and Boggs 1986). Ainsi, la biologie des thons paraît caractérisée par une recherche incessante de concentrations de nourriture, qui répondent aux besoins énergétiques élevés que leur impose leur régime de vie.

Les grandes baleines disposent, dans les mers australes, pendant la saison d'été, d'abondantes concentrations de plancton ; elles migrent saisonnièrement vers les tropiques où leur alimentation est très ralentie (Lockley 1979). Apparemment, à cette époque de l'année, où la nourriture disponible ne leur fournit pas une énergie

suffisante, le faible taux de dissipation calorifique corporelle, permis par la température des eaux tropicales, est compatible avec la dépense d'énergie nécessaire à l'accomplissement, chaque année, d'un voyage de dix mille kilomètres aller-retour.

Les organismes peuvent aussi utiliser à leur avantage les sources externes de l'énergie mécanique de l'eau. Les organismes sessiles, par exemple, n'ont pas besoin d'énergie pour se mouvoir à la recherche de leurs proies. Le mouvement de l'eau fournit l'énergie nécessaire pour passer au crible, sans dépense propre, d'énormes volumes d'eau. Ceci explique, en partie, les biomasses importantes que l'on rencontre sur les côtes rocheuses et les bancs peu profonds, même au large où la productivité de l'océan est faible.

Les coelentérés pélagiques dépensent également un minimum d'énergie. Leur stratégie met à profit l'activité de leurs proies et les mouvements de l'eau à une échelle inférieure à leur propre longueur corporelle. Certaines grandes méduses optimisent cette stratégie grâce à des filaments longs de plusieurs mètres qui pénètrent, sous la surface, dans les couches à circulation horizontale (cf. § 4) : elles profitent ainsi, sans dépense d'énergie, des mouvements relatifs de l'eau par rapport à leur appareil de capture.

Les siphonophores, tels les *Physalia* et les *Vellela*, sont dotés de flotteurs superficiels avec lesquels ils utilisent l'énergie des vents pour dériver. Ils améliorent ainsi, sans coût en calories, leur taux de rencontre avec les proies en suspension dans les couches sous-jacentes. Ces avantages paraissent contrebalancer largement les inconvénients associés aux dommages mécaniques auxquels sont exposés, au niveau de l'interface air-mer, ces grands organismes fragiles.

La forte attraction pour les objets flottants, manifestée par différents poissons pélagiques, suggère que les poissons sont à l'affût des concentrations nutritives (Hunter and Mitchell 1967, Matsumoto *et al.* 1981). Les objets flottants tendent à s'accumuler dans les zones de convergence des courants de surface. C'est aussi dans ces zones que se concentrent les organismes capables de contrebalancer la lente plongée de l'eau au niveau des convergences. Ainsi, ce serait dans la mesure où les objets flottants indiquent la présence de concentrations d'organismes planctoniques que les poissons pélagiques seraient attirés par ces objets.

Les stocks d'importance commerciale ne sont pas toujours présents en permanence dans des secteurs où, pourtant, la température et les autres conditions de milieu sont favorables. Cette contradiction apparente pourrait s'expliquer par le fait que les concentrations de nourriture se situent, à certaines saisons et en certains secteurs, à des immersions trop profondes. De nombreux stocks effectuent des migrations, quittant

et réoccupant saisonnièrement des secteurs particuliers de leurs aires respectives de distribution (Brandhorst and Costello 1971, Belvèze and Erzini 1983, entre autres). L'importance d'une utilisation efficace de l'énergie disponible est également démontrée par le fait que les schémas migratoires paraissent déterminés de façon à tirer profit - et non à s'y opposer - des courants océaniques, même lorsque les vitesses de courant sont lentes relativement à celles de déplacement des poissons (Royce *et al.* 1968). Lorsque les secteurs qui conviennent à la survie des stades précoces ne satisfont pas aux besoins alimentaires des adultes, les migrations répondent aussi à la nécessité pour les géniteurs de pondre dans les zones favorables à la survie des stades précoces.

On a longtemps pensé que la nourriture était cruciale pour la survie des cohortes au début de leur existence (Hjort 1926, chapitres 4 et 6). Les larves de poisson ont besoin de particules nutritives très petites ; leur niveau trophique est donc bas. Cette observation est à l'origine de l'idée selon laquelle les variations de la production primaire seraient déterminantes dans les fluctuations de la survie larvaire et, donc, pour le succès du recrutement. Cette idée n'a pratiquement jamais été corroborée par des faits. Le cycle biologique des organismes marins comprend fréquemment des "maillons faibles" correspondant aux phases durant lesquelles les larves dérivent passivement dans des champs de courants incertains, ou durant lesquelles leurs besoins alimentaires sont qualitativement et quantitativement très spécifiques. Apparemment, les fluctuations des processus physiques, qui affectent lors de ces phases critiques les conditions de survie, sont à l'origine de la forte variabilité qui caractérise le recrutement. Cette variabilité expliquerait aussi que la propagation d'énergie et de biomasse à travers les niveaux successifs de la chaîne trophique soit si aléatoire.

3.2. Intermittence et hétérogénéité spatiale

L'intermittence, qui se manifeste chez les populations marines par des pics élevés d'abondance séparés par des intervalles beaucoup plus longs au cours desquels les effectifs restent faibles, est une caractéristique générale de l'écologie des populations marines. Les intermittences sont temporelles et spatiales. L'agrégation en bancs chez les poissons et les invertébrés nectoniques, comme la distribution en essaims ou en taches du plancton et du benthos, sont des manifestations de cette distribution spatiale contagieuse. Une telle répartition permet aux prédateurs de disposer à certains moments de plus de nourriture qu'ils n'en peuvent consommer mais, à l'inverse, réduit la fréquence des rencontres entre les prédateurs et leurs proies. La distribution hétérogène des proies a pour conséquence d'abaisser la concentration effective de leurs populations, concentration sur laquelle la population de prédateurs doit réaliser un bilan énergétique positif : ainsi, la pression de prédation se relâche pour des biomasses de proies supérieures à celles qui seraient atteintes si les populations de ces dernières étaient uniformément réparties.

Divers processus physiques interviennent dans la distribution temporelle et spatiale des populations planctoniques (Owen 1980, Wolf and Woods 1988). Le comportement grégaire qui se manifeste par la formation active et la persistance d'essaims est insuffisant, chez les organismes mauvais nageurs, pour contrebalancer la dispersion turbulente. Ainsi, Lasker (1978) a montré que la turbulence causée par le mauvais temps disloquait les strates fines d'organismes dont les jeunes larves d'anchois dépendent pour se nourrir.

Sur un plan temporel, la distribution contagieuse se manifeste par des poussées intermittentes d'abondance. Le synchronisme et la localisation de la ponte se traduisent par de fortes concentrations de géniteurs. L'arrivée sur un habitat récifal de juvéniles pélagiques prêts à passer à un mode de vie démersal peut se faire par vagues (chapitre 9). Ce sont là des exemples d'intermittence à petite échelle qui permet à une population de prédateurs de bénéficier à un moment déterminé d'une surabondance de proies, et aux organismes "compétents" de traverser indemmes une phase critique de l'ontogénèse.

Les périodicités supérieures de l'intermittence dans l'abondance des proies devraient poser des problèmes de survie plus sérieux à une population de prédateurs. Les proies sont de taille inférieure à celle de leurs prédateurs ; leurs générations sont donc plus courtes. Une population de prédateurs rencontrera des difficultés évidentes pour synchroniser son développement avec ceux de ses proies. Des relais, augmentant l'incertitude, seront nécessaires. Ainsi, une population de prédateurs, qui dépend d'une population de proies dont la biomasse varie dans le temps, sera limitée à la biomasse correspondant à sa survie sur les phases les moins denses des cycles de développement de ses proies. Compte tenu des incertitudes affectant les coïncidences, elle sera soumise à des alternances d'expansion et d'effondrement. Aussi, bien que, dans une pyramide trophique en état d'équilibre, on s'attende logiquement à ce que la biomasse d'un niveau trophique se maintienne constante à des valeurs basses du fait de la prédation exercée par le niveau immédiatement supérieur, l'intermittence temporelle permet aux populations occupant un niveau trophique inférieur d'atteindre, par à-coups, des biomasses très élevées et des abondances moyennes nettement supérieures à celles auxquelles conduirait un fonctionnement de l'écosystème à l'équilibre. C'est pourquoi le "maillon faible", correspondant à la phase de l'ontogénèse la plus vulnérable aux caprices du système physique de l'océan, peut en fait ouvrir des "espaces" dans la pyramide trophique et favoriser l'apparition de fortes biomasses.

La survie des stades précoces de poissons peut dépendre beaucoup des schémas de distribution de la nourriture des larves. L'hypothèse émise par Lasker (1981, chapitre 6) de "stabilité de l'océan", qui a récemment soulevé tant d'intérêt au sein de la communauté scientifique, repose sur la distribution temporelle des turbulences créées

par le mauvais temps ; celles-ci disloquent la distribution spatiale des particules nutritives nécessaires aux larves en début d'alimentation. Or, la plupart des travaux empiriques sur les déterminants du recrutement ont abordé le problème en analysant des moyennes d'événements environnementaux s'étendant sur des périodes hypothétiques, généralement largement supérieures aux processus en jeu. Cette observation ne s'applique, ni au travail de Boyd (1979), qui se fonde sur la variance de la température, ni à celui de Peterman et Bradford (1987), qui s'appuie sur la fréquence des périodes de vents faibles, de durée suffisante pour permettre la formation de structures fines de particules nutritives.

3.3. Stratégies à "haut risque" et "maillons faibles"

Selon ce concept, une population de poisson prospérerait quand elle peut optimiser son bilan énergétique en fonction de la structure temporelle et spatiale de la distribution de ses proies, tout en présentant elle-même vis-à-vis de ses prédateurs une distribution qui minimise la pression. Elle doit y réussir à chacun des stades successifs de son ontogénèse, sinon la population ne dépassera pas l'effectif correspondant au stade le moins performant. Parrish *et al.* (1981) suggèrent, qu'à cause des contraintes de survie en début d'existence, les populations adultes de poissons pélagiques liées au courant de Californie atteignent rarement la capacité biotique déterminée par la nourriture disponible. C'est aussi une des déductions fondamentales auxquelles conduit la théorie des "membres/vagabonds" développée par Sinclair (1988, chapitres 4, 6 et 22).

Apparemment, la nécessité d'optimiser, à tous les stades, le bilan énergétique est une contrainte trop forte pour que puissent apparaître des stratégies très générales. Les probabilités de survie, surtout pendant les premiers stades de la vie, semblent dépendre souvent de circonstances particulières. Le développement de chaque stade doit en effet coïncider avec la production de ses proies successives, non seulement sur les plans spatial et temporel, mais aussi par rapport à leurs tailles. Quand l'optimisation implique un déplacement géographique, l'énergie apportée "gratuitement" par les mouvements de l'océan doit être utilisée. Les désavantages hydrodynamiques de leur taille handicapent les très petits organismes dans leur lutte contre les flux océaniques à grande échelle. Ils sont confrontés à des situations à "haut risque" lors de certaines étapes de leur cycle de vie. Cette vulnérabilité particulière à l'instabilité des processus océaniques, déterminante pour la réussite des cohortes, peut s'exprimer par le concept de "maillon faible".

Quand l'effectif d'une population a été réduit pour une raison ou une autre, divers mécanismes peuvent intervenir pour la maintenir à un niveau bas. Le taux de

fertilisation effectif des oeufs peut tomber lorsque la biomasse de reproducteurs descend en dessous d'un certain seuil. Des bancs de poissons dont la taille a été très réduite peuvent être privés des avantages offerts par une distribution spatiale contagieuse (Clark 1974). Pendant les périodes de faible abondance, certaines espèces de poisson peuvent se joindre aux bancs d'autres espèces plus abondantes. Ainsi, après son effondrement, on a vu la sardine californienne (*Sardinops sagax*) se joindre aux bancs plus abondants de maquereau (*Scomber japonicus*) ou de chinchard (*Trachurus symmetricus*). Cette cohabitation peut contraindre la population déprimée à adopter un mode de vie ou un régime alimentaire qui lui conviennent moins bien, ce qui contrariera sa reconstitution. Les avantages de l'intermittence temporelle pourront également être perdus si les prédateurs peuvent continuer à exercer une forte pression. Ce ne sera pas le cas si d'autres proies continuent d'être disponibles en abondance, alors même que l'espèce épuisée a atteint un niveau si bas qu'elle n'offre plus, seule, un rendement calorique qui suffise à satisfaire la dépense énergétique de ses prédateurs.

Ainsi, la même stratégie "à haut risque", qui autorise la réussite exceptionnelle d'une population aux périodes où les conditions sont particulièrement favorables et peut lui permettre de continuer à prédominer dans l'écosystème, sera relativement peu efficace lorsque les conditions se seront dégradées. Mais, une fois qu'une population est établie en position dominante, ce mécanisme peut présenter l'avantage supplémentaire de contrecarrer le développement des populations prédatrices présentes à un niveau trophique immédiatement supérieur.

Selon la terminologie utilisée dans ce chapitre, la sensibilité du taux de survie des larves en début d'alimentation autonome (Lasker 1981, chapitre 6) constitue un "maillon faible" dans la reproduction de la population d'anchois : les événements qui se produisent à ce stade de l'ontogénèse peuvent influencer considérablement la réussite du recrutement une année donnée. De nombreuses espèces côtières dépendent des courants océaniques pour le transport de leurs larves du large, où elles ont éclos, vers les nourriceries estuariennes, où elles pourraient bénéficier d'avantages en termes de nourriture et, peut-être, de protection à l'égard de prédateurs moins tolérants au régime saumâtre. Leur recrutement sera alors marqué par une variabilité de grande amplitude en relation avec les processus de transport (Rothlisberg 1982). Les variations du débit d'eau douce dans l'estuaire peuvent modifier l'aire des nourriceries dans les zones saumâtres et la circulation estuarienne, affectant ainsi les facilités d'entrée et de sortie (Staples and Vance 1986).

L'exemple de la population de crabe bleu (*Callinectes sapidus*) de la baie de Chesapeake, sur la côte est des Etats-Unis, illustre bien ces phénomènes et leur importance potentielle. De nombreuses espèces de crabe habitent la baie de Chesapeake (Johnson 1983). Mais, seul le crabe bleu a une reproduction et un comportement larvaire tels que les larves sortent de la baie et se dispersent au large (Van Heukelem and Sulkin 1982). On a émis l'hypothèse selon laquelle le succès de son

recrutement dépendrait du transport océanique des larves, du large vers l'entrée de la baie (McConaugh *et al.* 1983). Les flux océaniques étant très dispersifs, il est vraisemblable que, même lorsque les conditions de transport sont favorables, seule une faible proportion des larves retourne dans la baie. Néanmoins, malgré (ou, peut-être, à cause de) l'existence d'un "maillon faible", cette espèce domine en moyenne toutes celles qui bouclent leur cycle biologique à l'intérieur de la baie.

Ainsi, les "maillons faibles" qui apparaissent dans l'ontogénèse pourraient favoriser la prédominance à long terme d'une population dans un écosystème, tout en étant à l'origine de la forte variabilité interannuelle de son recrutement. Cette variabilité présente une amplitude telle que les "signaux" indispensables à l'aménagement à long terme du stock de crabe bleu sont masqués. Relation sous-jacente entre la taille du stock parental et le recrutement moyen - y compris les effets dépendant de la densité - interactions entre espèces, effets de modifications de l'habitat, tendances à long terme de la productivité du stock sont noyés dans le bruit de la variabilité océanique. L'aménagement est ainsi privé des bases scientifiques nécessaires à une évaluation objective. Avec un rapport "signal/bruit" aussi faible et compte tenu de la brièveté des séries chronologiques de données disponibles, on ne peut espérer percevoir les "signaux" qu'en réduisant le "bruit", c'est-à-dire en comprenant les mécanismes sous-jacents de la variabilité océanique : la compréhension du recrutement conditionne ainsi l'aménagement stratégique de la pêcherie. Accessoirement, le bénéfice de la compréhension de ces mécanismes serait aussi de pouvoir prédire les recrutements annuels successifs à partir du suivi des variables océanographiques pertinentes (chapitre 2).

3.4. Stratégies démographiques en milieu pélagique

Que les adultes mènent ensuite une vie démersale ou restent pélagiques, la plupart des stocks de poissons et d'invertébrés passent par une phase pélagique au cours des premiers stades de leur existence. Diverses espèces ne montrent pas de ségrégation spatiale forte entre frayères, nourriceries et habitats occupés par les adultes et, donc, de dérives larvaires étendues. Pourquoi alors, la stratégie pélagique, qui se traduit par un gaspillage énorme d'énergie investie dans les oeufs, puis les larves, dispersés dans un océan incertain, est-elle si répandue et efficace ?

Les secteurs les plus productifs de l'océan mondial, qui supportent aussi les populations de poisson les plus abondantes, correspondent aux systèmes d'upwelling associés aux courants des marges océaniques orientales : Canaries, Benguela, Californie, Pérou/Humboldt (Ryther 1969, Cushing 1969, Richards 1981, Pauly and Tsukayama 1987). Ces systèmes sont caractérisés par des vents forts et persistants, des

courants de surface s'écoulant parallèlement à la côte en direction de l'équateur (courant géostrophique) et une dérive superficielle due au vent en direction du large (transport d'Eckman) (fig. 5.3). Malgré leur très forte production primaire, ces écosystèmes ne constituent apparemment pas des habitats propices à la reproduction des populations de poisson. Dans le courant de Californie, les principaux stocks de poissons pélagiques, qui s'alimentent dans la zone d'upwelling, effectuent de longues migrations gamiques, de sorte que leurs larves colonisent la baie de la Californie méridionale où les conditions sont apparemment plus favorables : circulation géostrophique gyrale fermée, turbulence due au vent et transport de surface vers le large réduites (Parrish *et al.* 1981). Parrish *et al.* ont comparé les caractéristiques géographiques et saisonnières de la ponte des populations présentes dans les principales régions d'upwelling : celles d'anchois et de sardine manifestent au moment de la ponte un comportement tel qu'il permet à leurs larves d'éviter à la fois le transport vers le large dû au vent et le mélange turbulent de la couche superficielle. On rappellera encore à ce sujet que les populations pélagiques du courant californien n'atteignent que rarement à l'état adulte les biomasses qu'autoriserait la capacité biotique de leur habitat : d'après Smith (1978), la biomasse totale des stocks pélagiques pourrait bien avoir été beaucoup plus importante dans cette région au début du siècle, ou même dans les années 30 lorsque leur exploitation a commencé à s'intensifier (fig. 6.1).

Plus curieuse encore est la stratégie démographique des populations de poissons et d'invertébrés inféodés aux îles et bancs océaniques. Ehrlich (1975) décrit le cas d'espèces de poisson habitant les côtes de l'atoll de Johnston, minuscule île océanique isolée, dont le recrutement ne proviendrait pas des îles Hawaï, île amont la plus proche, mais manifesteraient tous les traits d'une reproduction endémique. Il souligne les "pertes énormes" subies par la faune locale au cours des phases précoces.

On ne connaît qu'une seule espèce de poisson corallien qui ne passe pas par une phase pélagique au début de sa vie (Sale 1980). Johannes (1978) énumère divers comportements reproductifs chez les poissons tropicaux néritiques qui paraissent explicitement adaptés pour un transport rapide des produits de la reproduction vers le large, là où, précisément, ils risquent le plus de se perdre. Il observe que la reproduction vivipare présente plusieurs désavantages : faible taux de fécondité, stress accru, vulnérabilité des adultes portant leur progéniture. En réalité, la baisse de la fécondité peut aller de pair avec un cycle de reproduction qui élimine les phases de plus forte dispersion et les risques de pertes qui en résultent (Sinclair 1988). Barlow (1981) avance que la dispersion serait nécessaire pour prévenir la disparition de populations occupant au cours de leur phase adulte un environnement incertain. Cette stratégie de dispersion d'effectifs considérables de larves offre des possibilités intéressantes d'analyse des interactions entre le champ des prédateurs et celui des proies. Seule l'infime proportion des larves qui arrivent à occuper par hasard des fenêtres espace-temps dans lesquelles, sporadiquement, une quantité anormalement élevée de particules nutritives coïnciderait avec un taux anormalement bas de prédation aurait une chance significative de survie.

Des évidences s'accumulent aussi (O'Boyle *et al.* 1984, Bakun 1986b) selon lesquelles la colonisation par les larves qui contribuent effectivement au recrutement aurait souvent une origine beaucoup plus restreinte que ne le laisseraient supposer les schémas de circulation déduits du champ des courants horizontaux. Un effectif adéquat de larves arriverait, d'une certaine manière, à ne pas être entraîné passivement loin de leur point d'émission. Même s'ils sont incapables de maintenir leur position en nageant à contre-courant, les organismes planctoniques ont la possibilité de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau. Or, le flux océanique superficiel est caractérisé par l'importance du cisaillement vertical des vitesses horizontales. L'interaction d'un comportement migratoire vertical et de la structure des courants dans un océan verticalement stratifié offre aux organismes la possibilité d'effectuer des déplacements horizontaux profondément différents de ceux que subiraient des particules totalement passives.

4. Les processus hydrodynamiques dans le champ océanique vertical

En annexe est donnée la liste des principaux processus hydrodynamiques à l'origine de la structure verticale du champ des courants susceptibles d'entraîner les organismes planctoniques. Tous ces processus sont potentiellement capables de modifier fortement les schémas d'advection horizontale d'organismes en mesure de changer de façon déterminée leur immersion dans la colonne d'eau. Bien que chacun mériterait un développement spécifique, seuls les trois mécanismes figurant en tête de l'annexe seront présentés. Pour une analyse plus complète des mécanismes énumérés dans cette annexe, le lecteur se référera à Bakun (1986b).

4.1. Les colonnes stratifiées de Taylor

Dans un système fluide en rotation tel que l'océan mondial, le liquide situé au-dessus d'un relief topographique tendra à y rester piégé. Ce phénomène est appelé "colonne de Taylor", du nom de l'hydrodynamicien qui l'a mis en évidence en laboratoire (Taylor 1923). Shomura et Barkley (1980) suggèrent que ce phénomène pourrait expliquer comment des populations, à oeufs et larves pélagiques, peuvent rester inféodés aux écosystèmes des bancs et monts sous-marins. La colonne de Taylor est caractérisée par l'existence d'une circulation anticyclonique, laquelle piège en son centre une cellule d'eau. Lorsque le fluide est stratifié par la densité, la colonne de Taylor peut ne pas

atteindre la surface et reste prisonnière sous la couche superficielle (fig. 5.1). Dans ce cas, aucun signe de l'existence du flux anticyclonique sous-jacent n'apparaîtra en surface. En présence d'une colonne de Taylor, les organismes planctoniques pourraient rester piégés au-dessus du banc où ils bénéficieraient de l'enrichissement permanent de la colonne par l'entraînement continu, le long des pentes du banc, d'eaux plus profondes, riches en sels nutritifs (Bakun 1986b).

Les bancs de Rockall et des Féroé sont constitués de fonds peu profonds et relativement isolés dans l'Atlantique nord-est ; ils sont, par ailleurs, très poissonneux. Les chercheurs estiment que les concentrations d'églefin (*Melanogrammus aeglefinus*) présentes sur ces bancs constituent des populations discrètes, distinctes de celles de la mer du Nord (Anon. 1985). Or, l'églefin passe par une phase larvaire et juvénile pélagique de plusieurs mois, c'est-à-dire suffisamment longue pour permettre aux larves dérivant passivement d'être dispersées dans tout l'Atlantique nord-est. Comment, dans ces conditions, les populations de ces bancs peuvent-elles conserver leur identité ?

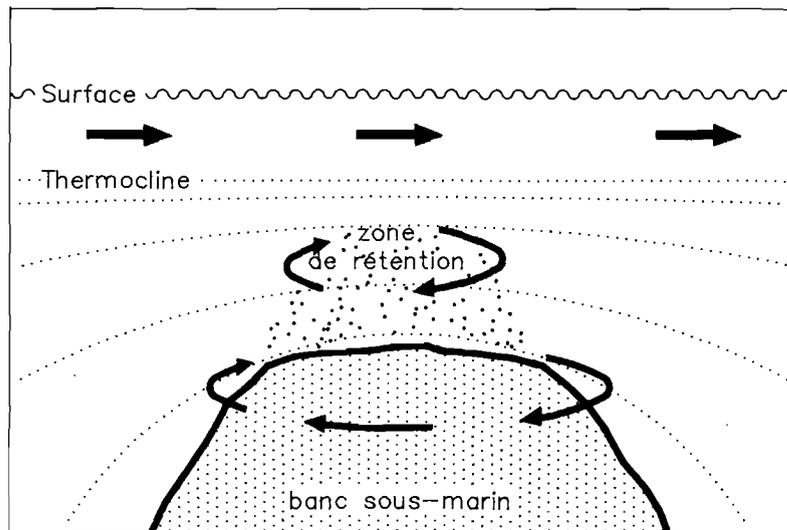


Figure 5.1 - Schéma d'une colonne stratifiée de Taylor au-dessus d'un banc sous-marin. Une cellule d'eau est piégée au-dessus du banc, sous la couche superficielle moins dense ; le courant anticyclonique n'atteint pas nécessairement la surface.

En plaçant des courantomètres autour du banc de Rockall, une circulation anticyclonique caractéristique d'une colonne stratifiée de Taylor a été décelée sous la couche de surface (Dooley 1984). La variabilité de grande amplitude observée dans la

circulation autour du banc, ainsi que les changements correspondants des paramètres hydrologiques, suggèrent que la colonne de Taylor pourrait occasionnellement se disloquer, entraînant épisodiquement le remplacement de l'eau au-dessus du banc. Dooley émet l'hypothèse que la variabilité interannuelle de ce phénomène pourrait gouverner la variabilité du recrutement de l'églefin et d'autres stocks démersaux. Plus récemment, la même structure de flux anticyclonique a été observée au-dessus du banc des Féroé (Hansen *et al.* 1986).

L'hypothèse de Dooley suggère qu'une fraction des larves, même infime, enfermée dans une colonne de Taylor ou une autre structure hydrodynamique équivalente, pourrait constituer la source principale du recrutement local. Les larves qui en sortent ou n'y pénètrent pas auraient peu de chance de survivre en grand nombre, ou tout au moins de contribuer au recrutement de la population adulte inféodée au banc, et, cela, pour les raisons suivantes :

- du fait de la dispersion, elles ne seraient plus assez nombreuses pour faire face à la prédation ;
- à l'extérieur, la nourriture serait insuffisante ou inadéquate, enfin
- la probabilité de trouver fortuitement un habitat convenable au recrutement dans le laps de temps disponible et, surtout, de revenir contribuer au renouvellement de la population du banc, serait faible.

Ainsi, l'essentiel des larves qui dérivent dans les couches supérieures de l'océan n'aurait que peu ou pas de chance de contribuer au recrutement effectif de leur population d'origine. Elles pourraient à l'occasion assurer une fonction importante de recolonisation d'espaces lointains, d'où elles auraient pu disparaître, ou de colonisation de nouvelles structures susceptibles d'apparaître, de façon discontinue, avec l'évolution à long terme de l'hydroclimat. Si cette hypothèse était fondée, les recherches qui portent sur l'étude, en mer, des processus du recrutement à partir de la caractérisation des distributions, des concentrations et des trajets probables, etc. des phases précoces considérées dans leur ensemble, auraient été mal conçues.

4.2. Les fronts côtiers

Sur les plateaux continentaux, le brassage par les marées peut homogénéiser les eaux, de la surface au fond. L'eau de surface devient alors plus dense, et l'eau du fond moins dense, que les eaux du large aux mêmes profondeurs (fig. 5.2). Parce qu'elle est légère au large, l'eau de surface aura tendance à s'écouler au-dessus de l'eau de

mélange plus lourde présente côté terre : ainsi se crée un courant de surface en direction de la côte qui donne naissance à un front superficiel de convergence. A l'inverse, parce qu'elles sont plus lourdes, les eaux profondes du large tendent à s'écouler au niveau du fond sous la couche de mélange plus légère, produisant également un courant de fond vers la côte. Pour équilibrer ces deux flux, superficiel et profond, en direction de la côte, un flux d'eau de mélange s'établit en sens inverse à une profondeur intermédiaire.

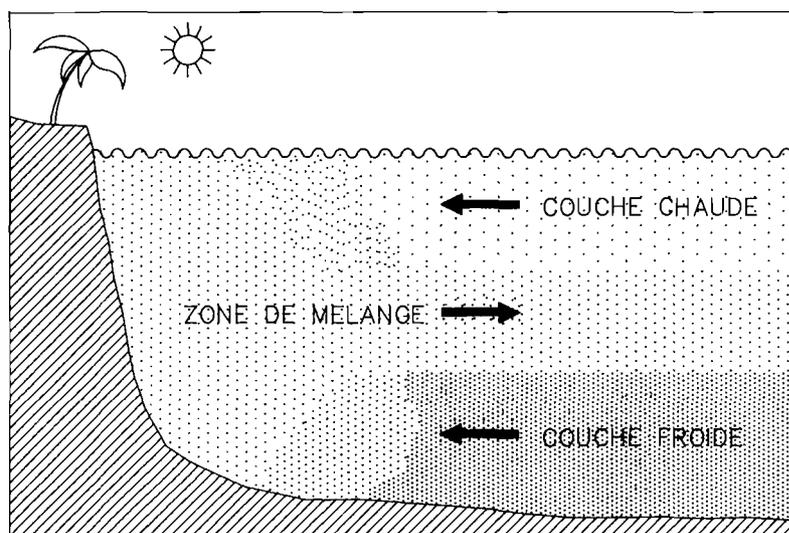


Figure 5.2 - Schéma d'un front côtier. Le brassage de l'eau par les marées sur le plateau continental produit un courant de densité dirigé vers la côte, dans les couches de surface et de fond, de la zone stratifiée adjacente ; ce courant est compensé par un courant dirigé vers le large dans la pycnocline intermédiaire (d'après Hunter and Sharp 1983).

Les organismes planctoniques capables de maintenir leur immersion, soit près de la surface, soit près du fond, seraient ainsi susceptibles de ne pas être entraînés vers le large, loin du plateau continental. Iles et Sinclair (1982) notent que les aires de concentration de larves de hareng coïncident avec les limites de ce type de front et Sinclair (1988) avance l'existence d'une relation entre l'étendue de ces structures et la taille des stocks qui leur sont inféodés.

Les eaux qui se trouvent, en surface, au niveau du front du côté du mélange vertical sont enrichies par l'apport d'eaux plus profondes, plus riches en sels nutritifs. La production primaire y est donc supérieure. Il en est de même dans la zone plus stable

de la pycnocline intermédiaire, où les eaux de mélange plus riches sont entraînées à l'extérieur de la zone frontale. Une chaîne trophique composée d'une séquence de producteurs primaires, d'herbivores, de carnivores primaires, etc., va se développer dans la pycnocline intermédiaire, de la zone frontale vers le large. Les larves de poisson dont les préférences alimentaires portent sur de petits organismes des niveaux secondaire et tertiaire, tels les nauplii de crustacés, bénéficieront ainsi, dans la pycnocline, de conditions trophiques particulièrement favorables. En un point donné, les larves pourront, en changeant leur immersion dans la colonne d'eau, pénétrer dans les courants de surface ou de fond qui s'écoulent vers la terre, et éviter d'être ainsi emportées hors de leur habitat néritique.

De fait, Buckley et Lough (1987) constatent que, sur le banc Georges, les larves d'églefin sont plus nombreuses et croissent apparemment plus vite dans la zone pycnocline située au large de la zone de mélange vertical, que dans les eaux de surface ou de fond, ou même que dans les eaux côtières de la zone de mélange. On se rappellera toutefois que l'hydrologie du banc de Georges est des plus complexes ; le schéma de la figure 5.2 ne peut donner qu'une représentation caricaturale de sa dynamique.

4.3. Les dérives superficielles dues au vent

Dans l'océan, les champs de vent entraînent une couche superficielle mince, dont l'épaisseur dépasse rarement quelques dizaines de mètres. A des échelles temporelles et spatiales relativement larges, la dérive nette moyenne de cette couche peut être schématisée par un modèle théorique, connu sous le nom de "transport d'Ekman" (Ekman 1905). Du fait de la rotation de la terre, le transport d'Ekman est dévié perpendiculairement, à droite de la direction du vent dans l'hémisphère nord, à gauche dans l'hémisphère sud. Dans le champ du transport d'Ekman, on rencontre souvent des convergences et des divergences marquées, qui contrôlent des transferts verticaux importants au sein de la couche océanique superficielle.

Les grandes zones d'upwelling côtier se situent le long des marges orientales des océans où les alizés, qui soufflent constamment en direction de l'Equateur, génèrent une dérive de surface en direction du large. Quand la dérive est suffisante pour que les eaux superficielles ne puissent pas être remplacées par un courant parallèle à la côte, l'équilibre est réalisé, dans le cas le plus simple, par des eaux plus profondes qui remontent, en direction de la côte, sous la couche de surface (fig. 5.3). Ces eaux d'origine profonde sont riches en éléments nutritifs dissous nécessaires au développement planctonique. La très forte productivité de ces régions s'explique par cette dynamique.

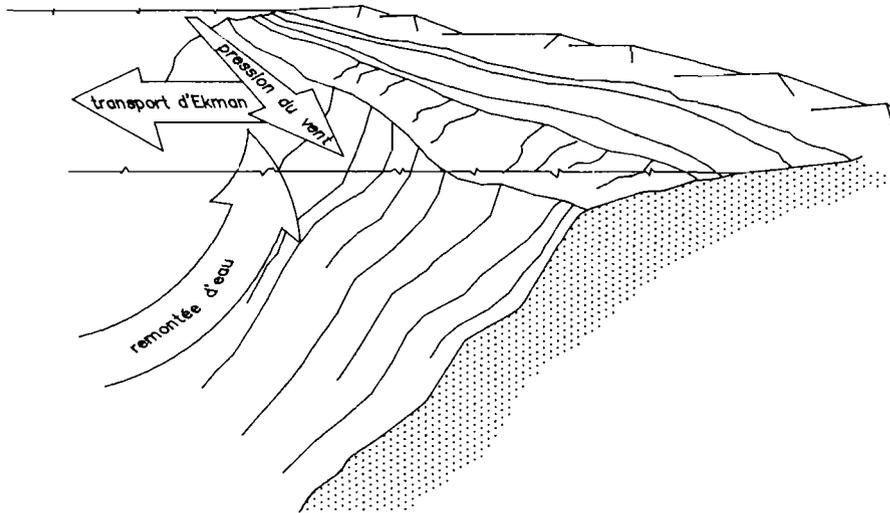


Figure 5.3 - Schéma d'un upwelling côtier vu en coupe : le transport d'Ekman, vers le large, de la couche superficielle, dû à la tension du vent parallèle à la côte sur la surface de la mer, est compensé par une remontée d'eaux plus profondes.

Les larves de poissons et des autres organismes qui habitent, dans ces régions, la couche supérieure de l'océan risquent d'être entraînées au large de leur habitat côtier. Toutefois, elles pourront éviter de l'être en migrant périodiquement verticalement de façon à équilibrer leur dérive vers le large - pendant leur séjour dans la couche de surface - et leur dérive vers la côte - pendant leur immersion en profondeur. Peterson *et al.* (1979) proposent ce mécanisme comme explication du maintien des communautés de zooplancton au large des côtes de l'Orégon. Wroblewski (1982) a modélisé ce processus.

Dans les régions sub-tropicales d'upwelling, les systèmes de haute pression atmosphérique qui génèrent les vents en direction de l'Equateur et, donc, le transport superficiel vers le large, sont souvent accompagnés d'un temps clair. Les temps orageux correspondent à une modification profonde du système qui entraîne une inversion de la dérive superficielle. Les organismes dont l'immersion augmente par beau temps peuvent réduire leur dérive vers le large. Une telle modulation d'immersion en fonction des conditions météorologiques a été observée dans le comportement des larves de hareng (Wood 1971), dans un système différent il est vrai.

4.4. Autres mécanismes de flux dans un océan verticalement structuré

Dans un océan stratifié, les pentes de la surface de la mer qui déterminent les *courants géostrophiques* sont compensées, en profondeur, par l'effet cumulé des densités des couches supérieures de pente opposée. La variation verticale du gradient de pression horizontal et le cisaillement vertical, qui lui est associé dans le champ des vitesses de courant, caractérisent les courants géostrophiques à travers l'océan mondial. Par exemple, au niveau de toutes les principales marges océaniques orientales, des sous-courants peu profonds s'écoulent en direction du pôle, sous les courants géostrophiques de surface, lesquels sont dirigés vers l'équateur (Parrish *et al.* 1983). Les organismes, comme les euphausiacés, ont la possibilité de maintenir leur position par rapport aux zones de production maximale des upwellings, en modulant leurs migrations entre ces flux opposés.

Dans la *couche limite*, au contact du fond, le flux est freiné par la friction. Les organismes qui s'écartent du fond, en synchronisme avec les courants alternatifs de marée, peuvent effectuer des trajets très différents de ceux indiqués par les courants moyens. Les populations de crevette du golfe de Carpentarie, au nord de l'Australie, donnent un bon exemple de ce mécanisme (Rothlisberg 1982, Rothlisberg *et al.* 1983).

Bakun (1986b) suggère que, dans les régions tropicales où les autres flux sont faibles et la houle de période longue, le *transport par les ondes superficielles de Stokes* peut offrir aux larves un moyen de ne pas être entraînées vers le large. Moyenné sur un segment du littoral, le transport de Stokes sera généralement orienté vers le littoral, à la surface et au fond, et compensé aux profondeurs intermédiaires par un écoulement vers le large (cf. modèle de chenal de Longuet-Higgins 1953). Les larves capables de se maintenir à la surface ou près du fond et de se déplacer à une profondeur intermédiaire lorsqu'elles perçoivent une turbulence, ou l'énergie acoustique produite par les brisants, pourraient, c'est une hypothèse, rester près de la côte, mais à une distance suffisante des récifs où le taux de prédation et le risque d'être blessées par les brisants sont supérieurs.

Les *circulations de Langmuir* (1938) constituent un mécanisme qui permettrait aux organismes, qui se positionnent dans la couche superficielle de profiter du transport généré par le vent portant, tout en restant concentrés avec d'autres organismes dans les bandes de convergence superficielles. Toutefois, le risque demeure que la vulnérabilité à la prédation augmente dans ces concentrations d'organismes (McNaught and Hasler 1961).

Shanks (1983) a constaté l'existence d'entraînements en direction des côtes, à des vitesses d'environ 20 kilomètres par jour, d'organismes et d'objets présents dans les "slicks" superficiels associés aux *ondes internes*, qui apparaissent fréquemment au large de la Californie méridionale sous l'effet des marées. Il a observé, dans ces taches, des concentrations, de 40 à 60 fois supérieures, de larves pélagiques de poissons et d'invertébrés divers. Kingsford et Choat (1986) ont fait des observations similaires au large de l'Australie.

Une abondante littérature a été publiée sur le rôle combiné du comportement migratoire vertical et des *circulations stratifiées d'estuaires* dans les échanges au sein des populations ou leur maintien en zone estuarienne. Boicourt (1988) donne les références bibliographiques pertinentes les plus récentes.

La structure verticale du champ des flux océaniques permettrait non seulement aux populations d'organismes planctoniques d'orienter leur advection par un comportement migratoire adéquat (Boucher 1988), mais aussi de se placer dans des conditions favorables par rapport à la structure dynamique de leur environnement. Par exemple, les petits organismes, qui descendent au-dessous d'une couche pauvre en nourriture pour remonter ensuite après que le déplacement relatif des couches ait mis à leur portée un nouveau volume d'eau, sont en mesure d'utiliser l'océan sur des échelles horizontales considérablement supérieures à celles que leur permettent leurs propres capacités de nage horizontale. Au cours de recherches sur les effets bénéfiques de la dispersion de larves pélagiques, Doherty *et al.* (1985) ont construit un modèle de simulation dans lequel des larves, disséminées dans un environnement comprenant des essaims dispersés de nourriture et un champ de courants verticalement structuré, et dotées d'un comportement migratoire vertical les amenant à changer de niveaux quand les conditions alimentaires ne sont pas bonnes, ont un taux de survie moyen supérieur à celui des larves qui ne se déplacent pas.

5. Perspectives pour la prochaine décennie

Les adaptations aux processus de l'environnement, observées dans les rythmes saisonniers, la localisation, etc., des phases successives de l'ontogénèse, sont autant de reflets des problèmes les plus cruciaux que rencontrent les populations marines pour assurer leur reproduction et leur survie. Ces adaptations sont susceptibles de fournir des solutions à ces problèmes dans la mesure où les processus environnementaux impliqués conservent une répétitivité minimale au cours de la période d'adaptation. Les écarts à la moyenne qui affectent ces processus seraient alors les causes principales de la variabilité interannuelle élevée observée dans le recrutement. Dans cette hypothèse,

la compréhension du rôle des "maillons faibles" dans l'écologie et la dynamique des populations larvaires offre une stratégie, à la fois économique et efficace, pour élucider les lois du déterminisme du recrutement.

Pour les pêcheries des Etats insulaires ou l'exploitation de bancs et de récifs océaniques isolés, l'échelle spatiale qui détermine le recrutement des principaux stocks pourrait être plus significative que l'échelle de leur variabilité temporelle. La durée prolongée des phases de dérive larvaire pourrait rendre partiellement vain, en tout cas moins essentiel et profitable, un aménagement qui ne considérerait que les phénomènes locaux. L'adaptation du comportement des populations et son couplage avec la structure verticale du champ de courants pourraient bien avoir localement des implications et un intérêt supérieurs à ce que l'on a pu penser.

L'exemple du transport dans un océan, variable mais structuré, des premiers stades pélagiques a été choisi pour présenter le concept de "maillon faible". Il reflète bien, en termes d'échelle spatiale et de variabilité temporelle, les traits qui prédominent dans les fluctuations des générations successives des populations marines. Puisque les organismes marins sont capables de moduler cycliquement leur immersion verticale, le schéma de leurs déplacements verticaux devrait fournir des signaux clairs d'adaptations à des processus hydrologiques spécifiques. Par le passé, on a généralement considéré les schémas de migration verticale comme une simple source d'erreur aléatoire affectant l'échantillonnage des biomasses. L'échantillonnage à l'aide de traits verticaux ou obliques aboutissait à intégrer l'hétérogénéité verticale. On occultait ainsi totalement l'information sur la structure verticale de l'océan et de ses populations. De nouvelles techniques, notamment des appareils acoustiques (Farmer 1988) et l'utilisation d'engins télécommandés remorqués (Strass and Woods 1988), ouvrent de nouvelles perspectives pour l'acquisition de l'information pertinente sur ces structures verticales. La chute des prix et les progrès rapides de l'informatique permettront de traiter des flux accrus de données et l'analyse des signaux qu'implique l'appréciation de la structure fine des distributions d'organismes. Ces distributions peuvent être simultanément cartographiées par de nouvelles méthodes acoustiques (Anon. 1987).

Aujourd'hui, grâce aux progrès réalisés en océanographie physique, les propriétés des mécanismes hydrodynamiques mentionnés à l'annexe 5.1 sont beaucoup mieux comprises. Il en est de même de la plupart des autres processus océaniques susceptibles d'affecter le succès du recrutement des populations marines. Des études récentes (par exemple, Wolf and Woods 1988) ont montré que des progrès importants dans la compréhension de problèmes biologiques complexes pouvaient être réalisés rapidement lorsque l'on y intéressait des océanographes physiciens confirmés. Les premiers chercheurs qui utiliseront toutes les ressources offertes par les profileurs Doppler de courant récemment mis au point, pour accumuler des séries abondantes de données sur les flux de cisaillement et les structures hydrodynamiques qui surmontent certains reliefs topographiques, et pour les confronter aux connaissances sur les

populations et leur pêche, pourraient bien déboucher sur des découvertes très stimulantes sur les processus du recrutement.

On a évoqué, en introduction, l'intérêt des phénomènes à très longue échelle temporelle, aussi bien interglaciaire que géologique. Les recherches en cours dans le domaine de la paléo-océanographie devraient permettre d'éclairer les interactions entre la sélection naturelle, l'adaptation et la zoogéographie qui sont à l'origine des schémas de prédominance spécifique. On peut désormais escompter mieux apprécier le rôle de l'adaptation : le "maillon faible" dans l'ontogénèse est-il, par exemple, encore affaibli par les fluctuations au cours de la période d'adaptation au processus auquel il fournit une réponse (Parrish 1987) ? Les séries chronologiques sur la pêche sont encore plus courtes que celles relatives à l'environnement : elles dépassent rarement un seul cycle d'abondance et d'effondrement d'une population. L'analyse de paléo-sédiments (Souter and Isaacs 1974) permet d'examiner la variabilité naturelle de populations marines et des interactions interspécifiques sur un nombre supérieur de cycles, suffisant pour pouvoir appréhender les facteurs de variabilité en absence de pêche. A partir de là, on pourrait analyser l'effet de taux différents d'exploitation sur la viabilité des populations exploitées.

La méthode comparative constitue une démarche scientifique particulièrement appropriée et économique pour étudier le déterminisme du recrutement. A l'heure actuelle, un programme multinational majeur de recherche sur la variabilité du recrutement est en gestation. Le "Programme of Ocean Science in relation to Living Resources" (OSLR), co-parrainé par la Commission océanographique intergouvernementale et l'Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'alimentation, a précisément pour objet d'étudier, à l'échelle mondiale, les problèmes des ressources vivantes dans l'environnement marin, en mobilisant la collaboration des différentes disciplines des sciences marines. Le Programme international sur le recrutement (IREP) est la première concrétisation du Programme OSLR. Le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) a mis en place un Comité pour promouvoir et harmoniser les recherches de ses pays membres sur ce thème. La France est engagée dans la réalisation d'un Programme national sur le déterminisme du recrutement (PNDR). Le Service national des pêches maritimes (NMFS) des USA a entrepris de réorienter ses activités de recherche et d'aménagement dans le cadre d'un Programme "Ecosystème Global". Divers organismes scientifiques internationaux et nationaux s'intéressent maintenant à cette question. Ce nouvel intérêt et l'intégration des efforts devraient se traduire, au cours de la prochaine décennie, par des progrès scientifiques tangibles dans la compréhension des mécanismes qui déterminent la variabilité du recrutement et des populations marines exploitées.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier ici Richard J. Parrish pour les idées et la perspicacité dont il a fait preuve et m'a fait bénéficier au cours de notre longue collaboration. Les discussions que j'ai eues avec lui et Ralph J. Larsen m'ont beaucoup aidé pour la rédaction de ce chapitre.

REFERENCES

- Anon., 1984 - 'IOC-FAO Guiding Group of Experts on the Programme of Ocean Science in Relation to Living Resources, First Session'. Reports of Meetings of Experts and Equivalent Bodies, SC-85/WS/18. Intergovernmental Oceanographic Commission, Unesco, Paris, 35 p.
- , 1985 - 'Report of the Seminar on Fishery and Hydrography'. Nordic House, Torshavn, Feroe Islands, 11-14 June 1985.
- Bakun, A., 1973 - 'Coastal upwelling indices, West coast of North America, 1946-71'. *U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Rep.*, NMFS-SSRF, 671: 103 p.
- , --, 1984 - 'Report of the Working Group on Environmental Studies and Monitoring' : 285-328. *In* G.D. Sharp and J. Csirke (eds.) - 'Report of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources'. *FAO Fish. Rep.*, 291, 1: 102 p.
- , --, 1985 - 'Comparative studies and the recruitment problem : Searching for generalizations'. *CalCOFI Rep.*, 26: 30-40.
- , --, 1986 a - 'Definition of environmental variability affecting biological processes in large marine ecosystems' : 89-108. *In* Sherman, K. and L. Alexander (eds.) - 'Variability and Management of Large Marine Ecosystems'. AAAS, Wash. D.C. : 319 p.
- , --, 1986 b - 'Local retention of planktonic early life stages in tropical reef/bank demersal systems : the role of vertically-structured hydrodynamic processes'. *In* D. Pauly and A. Yañez-Arancibia (eds.) - 'Papers Presented to the IREP (OSLR) Workshop on Recruitment in Tropical Coastal Demersal Communities'. *IOC Workshop Rep.*, 40, Supplement, UNESCO, Paris : 15-32.
- , --, 1987 - 'Monthly variability in the ocean habitat off Peru as deduced from maritime observations' : 46-74. *In* D. Pauly and I. Tsukayama (eds.), - 'The Peruvian Anchoveta and Its Upwelling Ecosystem : Three Decades of Change'. *ICLARM Studies and Reviews*, 15. Instituto del Mar del Peru (IMARPE), Callao, Peru ; Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), GmbH, Eschborn, Federal Republic of Germany ; and International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila, Philippines : 351 p.

- , -. and R.H. Parrish, 1980 - 'Environmental inputs to fishery population models for eastern boundary current regions' : 67-104. In G.D. Sharp (ed.) - 'Workshop on the Effects of Environmental Variation on the survival of Larval Pelagic Fishes'. Lima, Peru, 20 Apr. - 5 May, 1980. *IOC Workshop Rep.*, 28: 323 p.
- Barlow, G.W., 1981 - 'Patterns of parental investment, dispersal, and size among coral reef fishes'. *Environ. Biol. Fish.*, 6: 91-115.
- Barstow, S.F., 1983 - 'The ecology of Langmuir circulation : a review'. *Mar. Environ. Res.*, 9: 211-136.
- Belvèze, H. and K. Erzini, 1983 - 'The influence of hydroclimatic factors on the availability of the sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum) in the Moroccan Atlantic fishery' : 285-328. In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.) - 'Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources'. *FAO Fish. Rep.*, 291: 1224 p.
- Boicourt, W.C., 1988 - 'Recruitment dependence on planktonic transport in coastal waters'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory of Biological-Physical Interactions in the World Ocean' : 183-202. Proceedings of the NATO Advanced Workshop, Casterá-Verduzan, France, 1-5 June 1987 ; Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Boyd, A.R., 1979 - 'A relationship between sea surface temperature variability and anchovy (*Engraulis capensis*) recruitment off Southwest Africa, 1970-1978'. *Fish. Bull. S. Afr.*, 12: 80-84.
- Boucher, J., 1988 - 'Space-time aspects in the dynamics of planktonic stages'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory of Biological-Physical Interactions in the World Ocean' : 203-11214. Proceedings of the NATO Advanced Workshop, Casterá-Verduzan, France, 1-5 June 1987 ; Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Brandhorst, N. and J.P. Costello, 1971 - 'Evaluación de los recursos de anchoita (*Engraulis anchoita*) frente a la Argentina y Uruguay'. Proyecto Desarrollo Pesquera Publicación, 29: 63p.
- Buckley, L.J. and R.G. Lough., 1987 - 'Recent growth, biochemical composition and prey field of larval haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) on Georges Bank'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 14-25.
- Cameron, W.M. and D.W. Pritchard, 1962 - 'Estuaries' : 306-324. In M.N. Hill (ed.) - 'The Sea'. Interscience, New York, 2: 554 p.
- Clark, C.W., 1974 - 'Possible effects of schooling on the dynamics of exploited fish populations'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 136: 7-14.
- Cushing, D.H., 1975 - 'Marine Ecology and Fisheries'. Cambridge Univ. Press. London : 271 p.
- , ---, 1982 - 'Climate and Fisheries'. Academic Press, London : 373 p.
- Doherty, P.J., D.McB. Williams and P. Sale, 1985 - 'The adaptive significance of larval dispersal in coral reef fishes'. *Environ. Biol. Fish.*, 12: 81-90.
- Dooley, H.D., 1984 - 'Aspects of Oceanographic Variability on Scottish Fishing Grounds'. Ph.D. Thesis, Univ. Aberdeen, 154 p.
- Ekman, V.W., 1905 - 'On the influence of the earth's rotation on ocean currents'. *Ark. Mat. Astron. Fys.*, 2, 11: 1-55.

- Ehrlich, P.R., 1975 - 'The population biology of coral reef fishes'. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 6: 211-247.
- Farmer, D.M. and R.D. Huston, 1988 - 'Novel Applications of Acoustic Backscatter to Biological Measurements'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a theory of Biological-Physical Interactions in the World Ocean' : 599-614. Proceedings of the NATO Advanced Workshop, Casterá-Verduzan, France, 1-5 June 1987 ; Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Ewing, G., 1950 - 'Slicks, surface films and internal waves'. *J. Mar. Res.*, 43: 907-924.
- Glantz, M.H., 1984 - 'Report of the Working Group on Societal Implications of Varying Fishery Resources' : 55-56. In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.) - 'Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources'. *FAO Fish. Rep.*, 291, 1: 102 p.
- , ---, R. Katz and M. Krenz (eds.), 1987 - 'The Societal Impacts Associated with the 1982-83 Worldwide Climate Anomalies'. United Nations Environment Programme - Environmental and Societal Impacts Group, National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado : 105 p.
- Hansen, B., Ellett and D. Meldrum, 1986 - 'Evidence for an anticyclonic circulation on Faroe Bank'. *Int. Cons. Explor. Sea*, C.M. 1986/C, 15: 15 p.
- Hjort, J., 1926 - 'Fluctuations in the year classes of important food fishes'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 1: 2-38.
- Hogg, N.G., 1980 - 'Effects of bottom topography on ocean currents' : 169-207. In R. Hide and P.W. White (eds.) - 'Orographic Effects in Planetary Flows'. WMO, Geneva ; *GARP Pub. Ser.*, 23.
- Hunter, J.R. and C.T. Mitchell, 1967 - 'Association of fishes with flotsam in the offshore waters of Central America'. *Fish. Bull. U.S.*, 66: 13-29.
- , --- and G.D. Sharp, 1983 - 'Physics and fish populations : shelf sea fronts and fisheries' : 659-682. In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.) - 'Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources'. *FAO Fish. Rep.*, 291: 1224 p.
- Huppert, E.H. and K. Bryan, 1976 - 'Topographically-generated eddies'. *Deep-Sea Res.*, 23: 655-680.
- Iles, T.D. and M. Sinclair, 1982 - 'Atlantic herring : stock discreteness and abundance'. *Science*, 215: 627-633.
- Johannes, R.E., 1978 - 'Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics'. *Env. Biol. Fish.*, 3: 65-84.
- Johnson, D.F., 1983 - 'Species-specific differences in the megalopal distributions related water density parameters'. *J. Shellfish Res.*, 3: 94.
- Kawasaki, T. 1983 - 'Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in numbers ? - Biological basis of fluctuation from the viewpoint of evolutionary ecology' : 1065-1080. In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.) - Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources. *FAO Fish. Rep.*, 291: 1224 p.
- Kingsford, M.J. and J.H. Choat, 1986 - 'Influence of surface slicks on the distribution and onshore movements of small fish'. *Mar Biol.*, 91: 161-171.

- Koslow, J.A., K.R. Thompson and W. Silvert, 1987 - 'Recruitment to northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) stocks : influence of stock size and climate'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 26-39.
- Langmuir, I., 1938 - 'Surface motion of water induced by the wind'. *Science*, 87: 119-123.
- Lasker, R., 1978 - 'The relationship between oceanographic conditions and larval anchovy food in the California Current : identification of factors leading for recruitment failure'. *Rapp. R.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.*, 178: 212-230.
- , -, 1981 - 'Factors contributing to variable recruitment of the northern anchovy (*Engraulis mordax*) in the California Current : contrasting years, 1975 through 1978'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.*, 178: 375-388.
- Leibovich, S., 1983 - 'The form and dynamics of Langmuir circulations'. *Ann. Rev. Fluid Mech.*, 15: 391-427.
- Lockley, R.M., 1979 - 'Whales, Dolphins and Porpoises'. Norton and Co., New York, 200 p.
- Longuet-Higgins, M.S., 1953 - 'Mass transport in water waves'. *Phil. Trans. A.*, 245: 535-581.
- Matsumoto, W.M., T. Kazama and D.C. Aasted, 1981 - 'Anchored fish aggregating devices in Hawaiian waters'. *Mar. Fish. Rev.*, 43, 09: 1-16.
- Mayr, E., 1982 - 'The Growth of Biological Thought'. Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass ; 974 p.
- McConaugha, J.R., D.F. Johnson, A.J. Provenzano and R.C. Maris, 1983 - 'Seasonal distribution of larvae of *Callinectes sapidus* (Crustacea, Decapoda) in the waters adjacent to Chesapeake Bay'. *J. Crust. Biol.*, 3: 582-591.
- McNaught, D.C. and A.D. Hasler, 1961 - 'Surface schooling and feeding behavior in the white bass in Lake Mendota'. *Limnol. Oceanogr.*, 6: 53-60.
- Mysak, L.A., W.W. Hsieh and T.R. Parsons, 1982 - 'On the relationship between interannual baroclinic waves and fish populations in the northeast Pacific'. *Biol. Oceanogr.*, 2: 63-103.
- O'Boyle, R.N., M. Sinclair, R.J. Conover, K.H. Mann and A.C. Kohler, 1984 - 'Temporal and spatial distribution of ichthyoplankton communities of the Scotian Shelf in relation to biological, hydrological and physiographic features'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.*, 183: 27-40.
- Olson, R.J. and C.H. Boggs, 1986 - 'Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) : independant estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics and cesium concentrations'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1760-1775.
- Owen, R.W., 1980 - 'Patterning of flow and organisms in the larval anchovy environment' : 167-200. In G.D. Sharp (ed.) -Workshop on the Effects of Environmental Variation on the survival of Larval Pelagic Fishes. Lima, Peru, 20 Apr. - 5 May, 1980. *IOC Workshop Rep.* 28: 323 p.
- Parrish, R.H., 1987 - 'Climate variability and the higher trophic levels'. 4th Annual PACLIM Workshop, Pacific Grove, California, 22-26 March, 1987.
- , ---, C.S. Nelson and A. Bakun, 1981 - 'Transport mechanisms and reproductive success of fishes in the California Current'. *Biol. Oceanogr.*, 1, 2: 175-203.

- , ---, A. Bakun, D.M. Husby and C.S. Nelson, 1983 - 'Comparative climatology of selected environmental processes in relation to eastern boundary current pelagic fish reproduction' : 731-778. In G.D. Sharp and J. Csirke (eds.) - Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources. *FAO Fish. Rep.*, 291: 1224 p.
- Pauly, D. 1980 - 'On the relationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 39: 175-192.
- , --- and I. Tsukayama (eds.), 1987 - 'The Peruvian Ancheveta and Its Upwelling Ecosystem : Three Decades of Change'. *ICLARM Studies and Reviews*, 15. Instituto del Mar del Peru (IMARPE), Callao, Peru ; Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit (GTZ), GmbH, Eschborn, Federal Republic of Germany ; and International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila, Philippines, 351 p.
- Peterman, R.M. and M.J. Bradford, 1987 - 'Wind speed and mortality rate of a marine fish, the northern anchovy (*Engraulis mordax*)'. *Science*, 235: 354-356.
- Peterson, W.T., C.B. Miller and A. Hutchinson, 1979 - 'Zonation and maintenance of copepod populations in the Oregon upwelling zone'. *Deep-Sea Res.*, 26: 467-494.
- Phillips, O.M., 1977 - 'The Dynamics of the Upper ocean'. (2nd edition). Cambridge Univ. Press, London and New York, 336 p.
- Richards, F.A. (ed.), 1981 - 'Coastal upwelling. Coastal and Estuarine Sciences I'. *American Geophysical Union*, Washington D.C.: 529 p.
- Rothlisberg, P.C., 1982 - 'Vertical migration and its effect on dispersal of penaeid shrimp larvae in the Gulf of Carpentaria, Australia'. *Fish. Bull. U.S.*, 80: 541-554.
- , ---, J.A. Church and A.M.G. Forbes, 1983 - 'Modelling the advection of vertically migrating shrimp larvae'. *J. Mar. Res.*, 41: 511-538.
- Rothschild, B.J., 1986 - 'Dynamics of Marine Fish Populations'. Harvard Univ. Press, Cambridge, Massachusetts, and London: 277 p.
- , --- (ed.), 1988 - 'Toward a theory of Biological-Physical Interactions in the World Ocean'. Proceedings of the NATO Advanced Workshop, Casterá-Verduzan, France, 1-5 June 1987 ; Kluwer Academic Publishers, Dordrecht : 650 p.
- , --- and T.R. Osborn, 1987 - 'Small-scale turbulence and plankt. contact rates'. *J. Plankton Res.*, (Submitted).
- Royce, W.F., L.S. Smith and A.C. Hartt, 1968 - 'Models of oceanic migrations of Pacific salmon and comments on guidance mechanism'. *Fish. Bull. U.S.*, 66: 441-462.
- Ruddiman, W.F., 1985 - 'Climate studies in ocean cores' : 197-258. In A.D. Hecht (ed.) - 'Paleoclimate Analysis and Modelling'. John Wiley and Sons, New York.
- Ryther, J.H., 1969 - 'Photosynthesis and fish production in the sea'. *Science*, 166: 72-76.
- Shanks, A.L., 1983 - 'Surface slicks associated with tidally-forced internal waves may transport pelagic larvae of benthic invertebrates and fishes shoreward'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 311-315.

- Sharp, G.D. and J. Csirke (eds.), 1983 - 'Proceedings of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species composition in neritic fish resources'. *FAO Fish Rep.* 291: 1224 p.
- Shepherd, J.G., J.G. Pope and R.D. Cousens, 1984 - 'Variations in fish stocks and hypotheses concerning their links with climate'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 185: 255-267.
- Shomura, R.S. and R.A. Barkley, 1980 - 'Ecosystem dynamics of seamounts : a working hypothesis'. *Proc. of 4th CSK Symposium* : 789.
- Simpson, J.H. and J.R. Hunter, 1974 - 'Fronts in the Irish Sea'. *Nature*, 250: 404-406.
- Sinclair, H., 1988 - 'Marine Populations. An essay on population regulation and speciation'. Washington Sea Grant Program. Univ. Washington Press, Seattle and London : 252 p.
- Smith, P.E., 1978 - 'Biological effects of ocean variability ; time and space scales of biological response'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 173: 117-127.
- Soutar, A. and J.D. Isaacs, 1974 - 'Abundance of pelagic fish during the 19th and 20th centuries as recorded in anaerobic sediment off the Californias'. *Fish. Bull. U.S.*, 72: 257-273.
- Staples, D.J. and D.J. Vance, 1986 - 'Emigration of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* from a mangrove estuary and recruitment to offshore areas in the wet-dry tropics of the Gulf of Carpentaria, Australia'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 27: 239-252.
- Strass, V. and J.D. Woods, 1988 - 'Horizontal and seasonal variation of density and chlorophyll profiles between the Azores and Greenland'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory of Biological-Physical Interactions in the World Ocean' : 113-136. Proceedings of the NATO Advanced Workshop, Casterá-Verduzan, France, 1-5 June 1987 ; Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Taylor, G.I., 1923 - 'Experiments on the motion of solid bodies in rotating fluids'. *Proc. Roy. Soc., A*, 104: 213-218.
- Van Heukelem, W.F. and S.D. Sulkin, 1982 - 'The behavioral basis of larval dispersal and recruitment in the blue crab *Callinectes Sapidus* Rathbun'. *J. Shellfish Res.*, 3: 103.
- Wolf, K.U. and J.D. Woods, 1988 - 'Lagrangian simulation of primary production in the physical environment : the deep chlorophyll maximum and nutricline'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory of Biological-Physical Interactions in the World Ocean' : 51-70. Proceedings of the NATO Advanced Workshop, Casterá-Verduzan, France, 1-5 June 1987 ; Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Wood, R.J., 1971 - 'Some observations on the vertical distribution of herring larvae'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 160: 60-64.
- Wroblewski, J.S., 1982 - 'Interaction of currents and vertical migration in maintaining *Calanus marshallae* in the Oregon upwelling zone - a simulation'. *Deep-Sea Res.*, 28: 665-686.

Annexe - Exemples de mécanismes, structurés verticalement, de transport hydrodynamique dans l'océan ; description sommaire de leurs caractéristiques premières et références de descriptions plus complètes.

Mécanismes	Traits majeurs	Références bibliographiques
Colonnes stratifiées de Taylor	Une cellule d'eau est piégée entre un relief sous-marin, et une couche sus-jacente stratifiée en densité ; la structure doit avoir une taille suffisante pour que les effets de la rotation de la terre puissent l'emporter sur la friction ; une circulation anticyclonique s'établit autour de la masse d'eau piégée, dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'hémisphère nord, en sens opposé dans l'hémisphère sud.	Huppert and Bryant 1976, Hogg 1980, Dooley 1984, Bakun 1986b.
Fronts côtiers	Fronts stationnaires créés par le brassage de l'eau dû aux marées ; côté terre, l'eau est mélangée ; côté large, elle est stratifiée ; courants de densité du large vers le front, en surface et en profondeur, et courant de compensation de direction opposée à une profondeur intermédiaire.	Simpson and Hunter 1974, Huster and Sharp 1983.
Dérive due au vent	La couche superficielle océanique superficielle est entraînée par l'action directe du vent ; pour les échelles de temps supérieures à la demi-période pendulaire, la dérive suit le modèle d'Eckman : le transport, moyenné sur la profondeur d'Eckman, est orienté à 90° à droite (gauche) de la direction du vent dans l'hémisphère nord (sud) ; l'effet est généralement circonscrit aux premières dizaines de mètres et ne franchit pas l'immersion du premier gradient significatif de densité.	Ekman 1905, Neuman and Pierson 1966, Bakun and Parrish 1980.
Cisaillement vertical des courants géostrophiques	La compensation barocline se manifeste par des cisaillements verticaux entre les courants géostrophiques présents dans les couches stratifiées ; (aux limites orientales des océans où existent des courants bordiers, des sous-courants dirigés vers les pôles coulent	Neuman and Pierson 1966.

	généralement sous des courants de faible épaisseur dirigés vers l'Equateur).	
Couches limites de fond	Au contact du fond, le courant est freiné par la friction ; les organismes qui peuvent alternativement se poser sur le fond et monter dans la colonne d'eau sus-jacente, en phase avec les variations du courant, ont la capacité de régler leur dérive.	Weihls 1978.
Transport par les ondes superficielles de Stokes	Les ondes superficielles de gravité transportent un faible volume d'eau dans le sens de propagation des vagues ; l'effet, maximum en surface, est réduit de 95 % à une profondeur égale au quart de la longueur d'onde des vagues. En zones peu profondes, les effets de friction augmentent le transport de l'eau dans le sens de propagation des vagues, à proximité immédiate du fond.	Longuet-Higgins 1953, Philips 1977.
Circulations de Langmuir	Trainées de convergence superficielles se manifestant en surface par des "slicks" parallèles au vent : une pellicule superficielle est entraînée dans la direction du vent à des vitesses supérieures au niveau des "slicks".	Liebovich 1983, Barstow 1983.
"Slicks" superficiels couplés à des ondes internes	Les ondes superficielles de gravité transportent un faible volume d'eau dans le sens de propagation des vagues ; l'effet, maximum en surface, est réduit de 95 % à une profondeur égale au quart de la longueur d'onde des vagues. En zones peu profondes, les effets de friction augmentent le transport de l'eau dans le sens de propagation des vagues, à proximité immédiate du fond.	Ewing 1950, Shanks 1983.
Circulation estuarienne	Courants de densité à l'intérieur des baies stratifiées recevant un flux d'eau douce ; dans les cas les plus simples, le flux superficiel s'écoule vers le large, le flux profond vers le fond de l'estuaire.	Cameron and Pritchard 1982.



Photo 9. — Pêche de l'anchois à la senne sur les côtes du Pérou.
(Cliché FAO).

6 - LES DETERMINANTS DU RECRUTEMENT

Reuben Lasker †

"Les causes spécifiques des fluctuations d'abondance des populations de poisson sont étayées par une longue liste de spéculations mais très peu d'évidences".

G. Hempel, 1978 - 'North Sea fish stocks : Recent changes and their causes'.

I. Introduction

En halieutique, le recrutement désigne à la fois les processus qui conduisent à l'incorporation des jeunes poissons de l'année à la population à laquelle ils appartiennent et le bilan de ces processus, c'est-à-dire l'effectif initial de la nouvelle cohorte.

Chaque population aquatique pond à une période déterminée. Dans les régions tropicales, cette période est étalée ; plusieurs pontes peuvent se succéder au cours d'une même saison (chapitre 9). Néanmoins, ces différences de durée et de rythme de ponte

Reuben Lasker † a consacré toute sa carrière à la compréhension des échanges énergétiques entre les populations de poisson et la production de leurs proies. Il s'est appuyé pour cela sur la physiologie expérimentale et l'océanographie biologique. Les concepts qu'il a développés sont aujourd'hui à l'origine de plusieurs modèles opérationnels de prédiction de la survie des larves de diverses populations de clupéidés. A sa mort, en mars 1988, R. Lasker dirigeait la Division des ressources halieutiques côtières du Southwest Fisheries Center (NMFS/NOAA) de La Jolla (Californie) et était Professeur associé à la Scripps Institution of Oceanography de l'Université de Californie. Il était titulaire d'un diplôme de Docteur de l'Université Stanford (USA).

n'ont pas d'incidence sur la question qui nous préoccupe : quelles causes sont à l'origine de la variabilité du recrutement annuel ?

Chez les poissons, l'émission des oeufs se fait en pleine eau (toutefois, les oeufs de certaines espèces, telles que le hareng ou le capelan, sont démersaux). Les oeufs éclosent, donnant naissance à des larves qui disposent souvent de réserves vitellines ; ces larves grandissent jusqu'à ce qu'elles soient capables de se nourrir par elles-mêmes. La métamorphose les transforme en juvéniles, semblables aux adultes dont ils acquièrent le comportement. On considère que le recrutement est achevé lorsque les juvéniles ont rejoint la population à laquelle ils appartiennent et peuvent être dénombrés et/ou pêchés.

La durée du développement larvaire varie selon les espèces. Elle dépend étroitement de la température ambiante. Ainsi, à 28 °C, la dorade (*Archosargus rhomboidalis*) commence déjà à se nourrir 36 heures après l'éclosion ; à 15-16 °C,

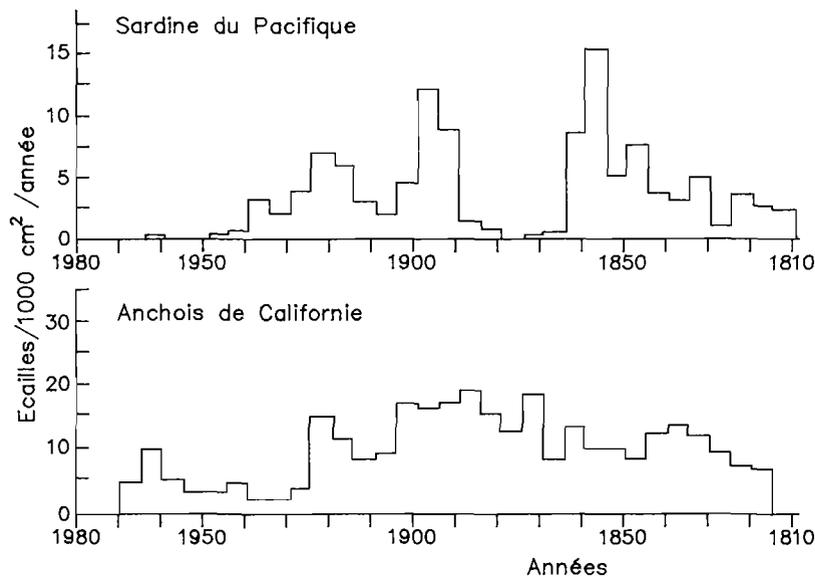


Figure 6.1 - Biomasses relatives des populations de sardine et d'anchois, évaluées à partir de la densité d'écaillés dans des carottes prélevées dans le bassin anaérobie de Santa Barbara, au large de la Californie. (Noter les fluctuations importantes au cours de la période antérieure à 1930, date du début de la pêche commerciale ; d'après Soutar and Isaacs 1974).

l'anchois de Californie (*Engraulis mordax*) le fait 4 jours après l'éclosion ; et la morue (*Gadus morhua*) à peu près au cinquième jour, à 7 °C (Theilacker and Dorsey 1980).

Un trait important de la dynamique des populations aquatiques est la variabilité du recrutement annuel (chapitre 4). Chez certains stocks, dont les clupéidés ou les bivalves (chapitre 9), cette variabilité est élevée : même en l'absence d'exploitation, les stocks peuvent passer par une succession de déclinés et de proliférations. La variabilité des populations aquatiques est mieux documentée chez les stocks exploités, mais des analyses de sédiments montrent que ces successions de hauts et de bas existaient également avant toute pêche commerciale (Soutar and Isaacs 1974, De Vries and Pearcy 1982). La figure 6.1, représente l'évolution de l'indice d'abondance, calculé par Soutar et Isaacs, pour les populations de poissons dominantes au large de la Californie. Cet indice est calculé à partir du dénombrement des écailles présentes dans les sédiments anaérobiques du bassin californien. La fréquence d'écailles par niveaux sédimentaires montre clairement, qu'il y a une centaine d'années, alors que ces espèces n'étaient pas encore pêchées commercialement, l'effectif des populations variait considérablement d'une période à une autre. Il en est de même de leur abondance totale. Il est donc clair, qu'indépendamment de la pêche, l'environnement peut influencer de façon marquée l'abondance des populations halieutiques.

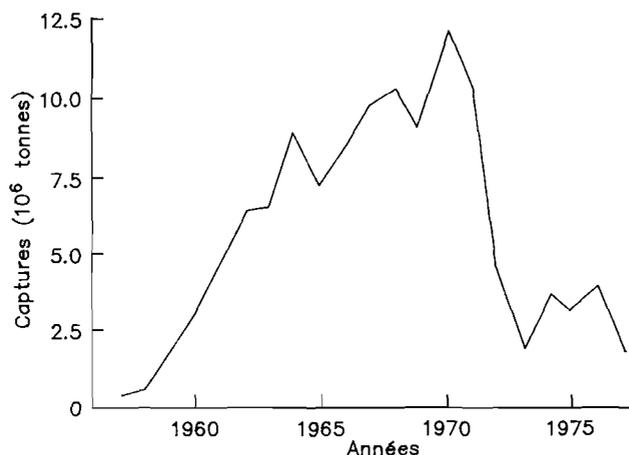


Figure 6.2 - Pêcherie péruvienne d'anchois (*Engraulis ringens*) : captures annuelles de 1957 à 1976 (d'après Barber and Chávez 1986).

Les statistiques de capture d'anchois du Pérou (*Engraulis ringens*), du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), de sardine du Pacifique (*Sardinops sagax*) au large de la

Californie ou de sardine du Japon (*Sardinops melanosticta*) (fig. 6.2 à 6.4 et 4.1) illustrent bien les fluctuations des populations pélagiques côtières au cours de la période récente.

L'évolution du stock de sardine du Japon fait apparaître deux traits majeurs de cette variabilité : les prises ont rapidement décliné pour aboutir à la quasi-disparition de la pêche commerciale pendant plusieurs années ; puis, en 1972, l'arrivée d'une classe d'âge exceptionnelle, suivie d'une série d'autres aussi fortes, a entraîné la reprise de la pêche qui, en 1985, atteignait avec plus de 4 millions de tonnes, un niveau jamais encore observé. Si ce n'est pas le seul cas de reprise spectaculaire d'une pêche, c'est l'un des exemples récents les mieux documentés.

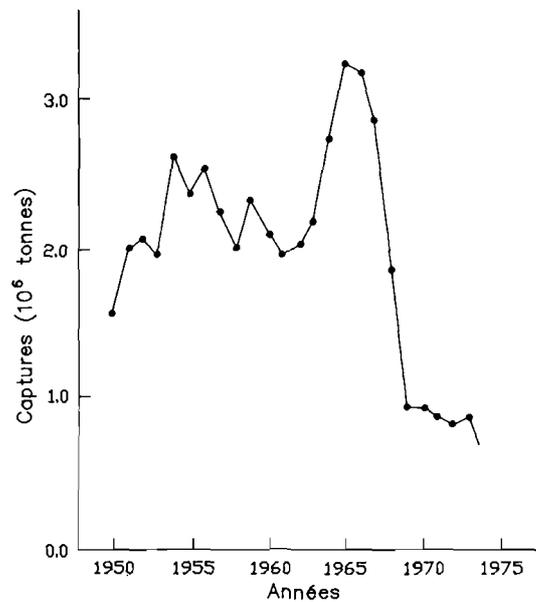


Figure 6.3 - Hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) : captures annuelles de 1949 à 1976 (d'après Schumacher 1980).

D'autres stocks comme celui du hareng atlanto-scandinave (*Clupea harengus*) de mer du Nord (Schumacher 1980), du maquereau espagnol (*Scomber japonicus*) au large de la Californie (Klingbeil 1983), de la sardine chilienne (*Sardinops sagax*) devant les côtes du Chili et du Pérou (Serra 1983) ou de morue de la mer du Nord (*Gadus morhua*) (Cushing 1981) ont augmenté ou se sont reconstitués de façon analogue ces dernières années.

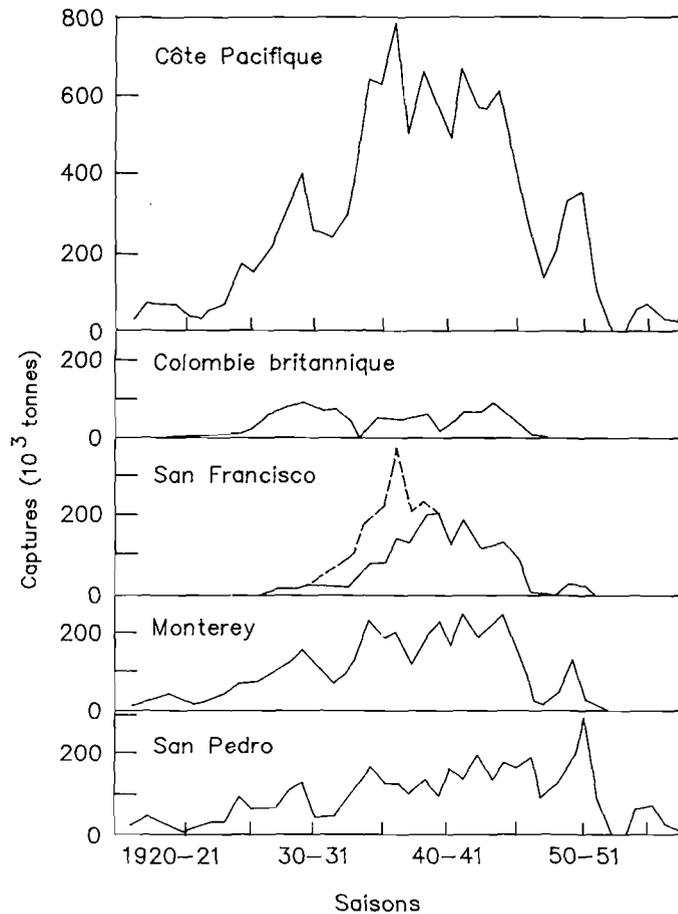


Figure 6.4 - Pêcherie californienne de sardine du Pacifique (*Sardinops sagax caerulea*).
La ligne en tiretées relative au secteur San Francisco se réfère aux prises transformées en mer (d'après Marr 1960).

Le biologiste des pêches a pour tâche d'analyser et de comprendre ces variations extrêmes et, si possible, de les prévoir. Même sans la capacité immédiate à prévoir - qui dépend de celle de prédire l'occurrence des phénomènes hydroclimatiques causaux - celle de distinguer le rôle respectif des causes naturelles et anthropogéniques déterminant l'évolution et l'état des stocks (pêche, altérations de l'environnement, climat) dépend premièrement de la compréhension des divers processus qui déterminent le succès du recrutement (chapitres 4, 5 et 9). Ainsi, le développement de la mariculture extensive, la conservation de la capacité biotique des environnements littoraux et, surtout, le progrès dans les stratégies d'exploitation et d'aménagement des

stocks fluctuants sont aujourd'hui largement conditionnés par une meilleure connaissance des mécanismes qui déterminent la survie des stades pélagiques précoces.

Jusqu'ici le phénomène a surtout été étudié chez les stocks de poissons, et principalement d'anchois et de clupéidés où il est très marqué. Pour cette raison, l'exposé qui suit repose essentiellement sur les observations, les connaissances et les théories relatives à ces espèces. Chez ces groupes, la survie au cours des premiers stades pélagiques joue un grand rôle dans la régulation et la variabilité des populations. Toutefois, les stratégies que les populations marines ont sélectionnées pour répondre à la variabilité d'un environnement très dispersif peuvent varier avec les groupes systématiques, notamment en ce qui concerne le rôle respectivement joué par les phases successives de l'ontogénèse (chapitres 4 et 9). Le fait que les stratégies démographiques présentées dans ce chapitre n'ont pas nécessairement un caractère universel doit être gardé présent à l'esprit.

2. Les hypothèses d'explication des processus déterminant le succès du recrutement

2.1. L'hypothèse de la "période critique" de Hjort

Soucieux d'expliquer les fluctuations d'abondance des populations de hareng atlanto-scandinave, le grand biologiste norvégien, Johan Hjort, est parti des observations expérimentales de Fabre-Domergue et Biérix (1905), qui montraient que les larves de sole commençaient à chercher leur nourriture avant même la résorption complète du vitellus, et que ces larves, affamées et anémiques, périssaient rapidement si elles ne disposaient pas d'une nourriture adéquate.

Selon Hjort (1914, 1926), cette observation donne une explication raisonnable de l'existence simultanée, dans les pêcheries norvégiennes, de classes d'âge importantes appartenant à des espèces aussi différentes que le hareng et la morue : quand les larves, en début d'alimentation, trouvent en abondance la nourriture qui leur convient, plusieurs populations appartenant à des espèces différentes peuvent simultanément en bénéficier ; par contre, quand cette nourriture fait défaut, les classes annuelles sont faibles. Cette période initiale d'alimentation est donc critique pour la réussite ou l'échec des cohortes. C'est la raison pour laquelle le terme de "période critique" a été donnée à cette hypothèse. Hjort (1926) décrit ainsi l'explication qu'il propose : "...les individus qui, au moment même de leur éclosion, ne réussissent pas à trouver la nourriture dont ils ont spécifiquement besoin, sont sûrs de mourir de faim. Autrement dit, pour qu'une

classe d'âge soit prospère, il faut que l'éclosion des oeufs coïncide avec la poussée des plantes et des nauplii qui sont essentiels aux larves."

Les travaux de Hjort ont inspiré nombre de recherches ces dernières décennies, mais leurs résultats restent plus indicatifs que définitifs. La difficulté tient à l'interprétation, faite par Hjort, selon laquelle la période critique coïnciderait avec le stade où les larves commencent à s'alimenter. La plupart des travaux de terrain ne distinguent pas la mortalité qui survient au début, de celle qui affecte la fin de la vie larvaire. Dans un cas (Sette 1943), celui du maquereau (*Scomber scombrus*), cette distinction a été possible, mais les calculs montrent que le taux de mortalité le plus fort se situe assez tard dans le développement larvaire, lorsque les animaux qui mesurent 3 mm à l'éclosion, atteignent 9 mm à l'âge d'environ un mois.

L'hypothèse de Hjort est toutefois étayée par d'autres travaux. Une étude en laboratoire sur l'alimentation des larves d'anchois de Californie (*Engraulis mordax*) montre qu'elles ont besoin de concentrations en organismes nutritifs relativement plus élevées que celles que l'on rencontre en moyenne dans leur habitat (O'Connell and Raymond 1970). Ces résultats sont confortés par des observations en mer. Des larves, nouvellement écloses à bord du bateau, ont été placées dans des échantillons d'eau prélevés à différentes profondeurs dans leur milieu naturel (Lasker 1975). Au début de leur alimentation, les larves d'anchois ont besoin de particules de taille au moins égale à 20-30 μm , de bonne qualité nutritive et en concentration supérieure à 20 à 30 par ml. Ces conditions ne se trouveraient réunies que dans certaines zones, notamment dans les couches à maximum de chlorophylle, où les particules sont agrégées en masse, et sont constituées d'organismes nutritifs comme les dinoflagellés non armés. Depuis, l'importance des dinoflagellés dans la nutrition des larves de poisson en début d'alimentation a été confirmée : poissons plats de la Manche (Last 1978a), gadidés (Last 1978b), alose du golfe du Mexique (Govoni *et al.* 1983, Stoeker and Govoni 1984), etc. Vraisemblablement, plusieurs autres espèces se nourrissent également de dinoflagellés au début de leur vie larvaire.

Cette thèse de période critique s'est trouvée encore renforcée par la découverte de concentrations de larves d'anchois de Californie (O'Connell 1976, 1980) et de chinchard du Pacifique (*Trachurus symmetricus*) (Theilacker 1986), complètement sous-alimentées dans leur habitat naturel ; elles étaient au premier stade d'alimentation. Il peut y avoir, au début de la vie larvaire, d'autres causes de mortalité que le manque de nourriture. Par exemple, la présence, en grandes quantités, d'éléments non comestibles peut réduire la qualité alimentaire de concentrations de particules nutritives, pourtant suffisamment abondantes en valeur absolue. En 1975, au large de la Californie méridionale, l'environnement de l'anchois du nord a été altéré par une prolifération exceptionnelle de dinoflagellés armés (*Gonyaulax polyedra*). Or, des expériences en laboratoire ont montré que, si le *G. polyedra* était consommé avidement par les larves d'anchois en début d'alimentation (Scura and Jerde 1977), ce dinoflagellé n'était pas

comestible et pouvait même être toxique, comme c'est le cas pour certaines espèces de ce genre (Blanco *et al.* 1985). Il existe aussi de solides évidences selon lesquelles les larves d'anchois ne mangent pas (et probablement ne peuvent pas manger) les diatomées et les microflagellés (Scura and Jerde 1977). Aussi, lorsque les diatomées et les microflagellés prédominent dans l'environnement, les larves d'anchois peuvent mourir de faim, même si les densités de phytoplancton excèdent nettement leurs besoins (Lasker 1981a). En conclusion, la productivité absolue n'est peut-être pas la variable la plus importante parmi les déterminants de la survie larvaire. L'adéquation des proies aux besoins trophiques des larves serait plus importante, ces agrégations de proies pouvant apparaître par taches au sein de vastes étendues de faible productivité moyenne. A l'inverse, même lorsqu'une productivité élevée donne naissance à des concentrations importantes de particules de taille convenable, celles-ci peuvent très bien ne pas convenir aux besoins nutritionnels et à la survie des larves.

2.2. L'hypothèse de "stabilité de l'océan"

Les périodes de mauvais temps et les upwellings engendrent une turbulence dans la colonne d'eau susceptible, en disloquant les concentrations d'organismes alimentaires, de faire descendre leur densité en-dessous du seuil trophique. Des mortalités massives peuvent en résulter. Lasker (1981b) a donné le nom d'hypothèse de "stabilité de l'océan" à cette variante de l'hypothèse de Hjort.

L'importance de la stabilité océanique pour la survie des larves est illustrée par la survie de la classe d'âge 1978 du stock d'anchois de Californie. Cette année-là, de nombreuses périodes de mauvais temps se sont succédées de décembre à février, c'est-à-dire pendant la première moitié de la saison de ponte. La turbulence de la couche supérieure de mélange où les larves s'alimentent empêcha la stratification des particules nutritives et la constitution de concentrations de nourriture en densité suffisante (Lasker 1981a). La période de mauvais temps s'est terminée en mars ; les particules alimentaires se sont de nouveau agrégées ; la deuxième moitié de la saison de ponte devint ainsi propice à la survie larvaire. L'évaluation des taux de survie, effectuée cette année-là par Methot (1983), a montré qu'en effet, la plupart des juvéniles de la classe d'âge 1978 étaient nés pendant la deuxième moitié de la saison de ponte, observation qui concorde avec l'hypothèse de stabilité. L'année suivante, le recrutement de la classe annuelle 1979 fut très faible ; la raison en fut, selon Methot, un upwelling plus intense entraînant les larves vers le large, dans des eaux pauvres en nourriture, à une période critique de leur développement.

L'idée selon laquelle le mauvais temps et la turbulence des couches supérieures de l'océan qui en résulte peuvent affecter la mortalité larvaire est corroborée par les

travaux de Peterman et Bradford (1987), qui ont analysé treize années de données sur le vent et la population d'anchois de Californie. Une très bonne correspondance peut être mise en évidence entre la fréquence des périodes de calme et de vents faibles au cours de la saison de ponte, et le taux de mortalité larvaire. A mesure que, pendant la saison de ponte, les périodes de calme augmentent, le taux moyen journalier de mortalité larvaire décroît de manière significative (fig. 6.5). Néanmoins, Peterman *et al.* (1987) émettent des réserves quant à l'effet sur le recrutement final d'une baisse de la survie larvaire. L'abondance des recrues ne reflète pas nécessairement l'abondance des larves à la fin de leur première période d'alimentation (19 jours) : des différences dans le taux de mortalité, survenant après cette phase de première alimentation, pourraient détruire la relation initiale.

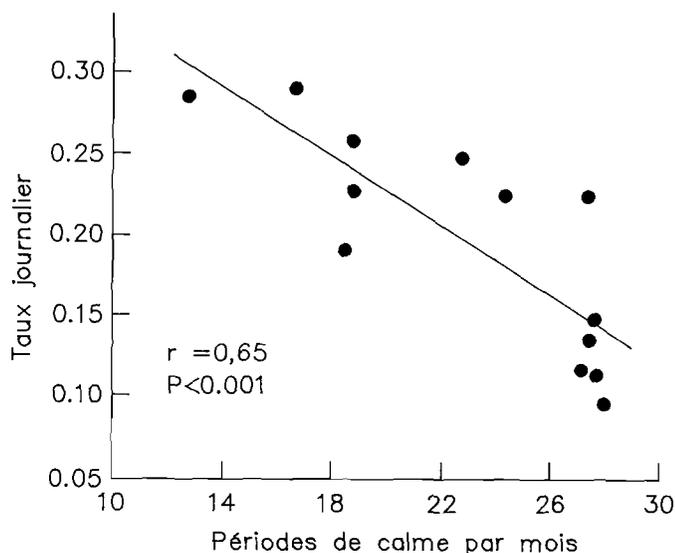


Figure 6.5 - Anchois de Californie : effet du vent sur le taux de mortalité larvaire (d'après Peterman and Bradford 1987).

D'après Ellertsen *et al.* (1984), la même hypothèse expliquerait les bilans de survie des larves de morue dans les fjords norvégiens. En comparant l'abondance et la distribution verticale des larves en période de première alimentation et celle de leurs proies, les nauplii, ils constatent qu'un bon régime alimentaire est associé à une distribution verticale par taches des proies, et qu'une telle répartition est typique des conditions de beau temps. Ces taches peuvent être facilement disloquées par des vents forts, qui font tomber la densité des proies à des valeurs inférieures à 10 organismes par litre. Dans ces conditions, les larves ne disposent plus d'une nourriture suffisante et meurent en grand nombre.

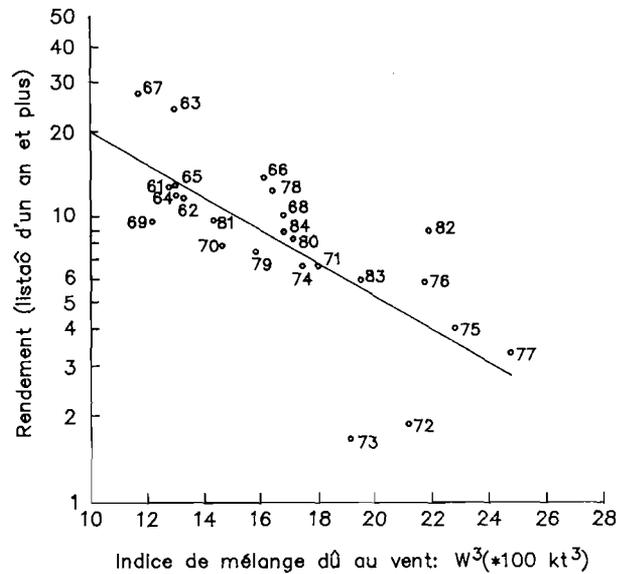


Figure 6.6 - Relation, sur une période de 24 ans, entre les prises de listaos d'un an et plus, et le cube de la vitesse du vent, dans la zone de ponte comprise entre 180° et 135°W (modifié d'après Forsbergh 1988).

Une autre étude, qui vient à l'appui de l'hypothèse de stabilité, a été publiée par Forsbergh (1987) : il a analysé, sur une période de 24 années, les statistiques de capture de listaos (*Katsuwonus pelamis*) dans une large zone de l'océan Pacifique, en fonction de la vitesse du vent : une corrélation nette apparaît entre le cube de la vitesse du vent (pris comme indice de l'énergie de mélange) et la capture de listaos âgés d'un an (fig. 6.6). Ainsi, l'apparition de fortes classes annuelles de listao paraît dépendre d'une stabilité minimale de l'océan à certaine(s) période(s) de la vie larvaire.

2.3. L'hypothèse de prédation

De nombreux chercheurs mettent en cause la prédation pour expliquer les fortes mortalités observées chez les larves et les fluctuations consécutives du recrutement final. Malgré le manque d'observations quantitatives directes des prédateurs et de leurs proies que sont les larves de poisson, cette alternative de l'hypothèse de Hjort fait de la

prédation le déterminant majeur de la régulation des populations ou, tout au moins, le facteur qui, avec le manque de nourriture, affecterait nettement le recrutement. Ces dernières années, plusieurs chercheurs ont décrit la prédation exercée sur les larves de poissons par les invertébrés : copépodes (Lillelund and Lasker 1971); euphausiâcés (Theilacker and Lasker 1974); coelentérés et salpes (Purcell 1981, Bailey 1984) ; ainsi que vertébrés, avec l'exemple du cannibalisme par les anchois adultes (Hunter and Kimbrell 1980). Toutefois, les évaluations quantitatives manquent : la raison majeure tient au fait que les larves sont rapidement broyées et se désintègrent dans le tube digestif des prédateurs, rendant ainsi leur identification impossible par observation des contenus stomacaux.

L'évaluation, à partir de campagnes de prospection des oeufs et des larves d'anchois, des taux de survie sur de courts intervalles de temps, montre que la prédation subie par les oeufs et les larves à vitellus modifie très sensiblement l'effectif des larves atteignant le stade auquel elles doivent s'alimenter dans leur environnement. Des observations effectuées au large de la Californie et portant sur 31 années (Lo 1985) ont montré que le taux instantané journalier de mortalité due à la prédation des oeufs d'anchois a varié entre 0,07 en 1955 et 0,59 en 1978. A l'heure actuelle, on ignore le rôle joué par la prédation dans la mortalité des jeunes larves, ainsi que dans celle des plus âgées. Cependant, les travaux de Lo (1985) et de Picquelle et Hewitt (1984) montrent clairement que le taux de mortalité larvaire diminue très rapidement à mesure que les larves grandissent et deviennent plus aptes à trouver leur nourriture et à éviter les prédateurs.

Dans son hypothèse, Hjort ne considère pas comme critiques les conditions alimentaires dont jouissent les larves plus âgées et les juvéniles, mais nombreux sont les chercheurs qui pensent que le succès du recrutement est déterminé par le taux de mortalité sur l'ensemble de la période larvaire, et non pas, par les seules mortalités en début de vie larvaire. Il n'est pas facile de déterminer quel(s) stade(s) de développement sont particulièrement critique(s), car il n'a pas encore été possible d'établir la courbe de mortalité au cours de la première année. Ces courbes sont habituellement tirées d'évaluations de densités d'oeufs et de larves effectuées à partir de centaines de traits de plancton distribués sur des milliers de kilomètres carrés, au cours d'une même saison de ponte. Dans ces évaluations, des corrections sont bien apportées pour tenir compte du passage forcé des oeufs et des larves à travers les mailles des filets, et de l'évitement par les larves les plus grandes. Des ajustements sont également faits pour tenir compte de l'influence de la température sur le taux de croissance ; et des modèles empiriques sont appliqués pour décrire les taux instantanés de mortalité, indépendants de l'âge pour les oeufs, et dépendants de l'âge pour les larves (Lo 1986). Une courbe typique de mortalité relative à l'anchois de Californie est donnée sur la figure 6.7. La courbe est précise pour les oeufs et les jeunes larves ; elle ne l'est plus pour les larves plus âgées.

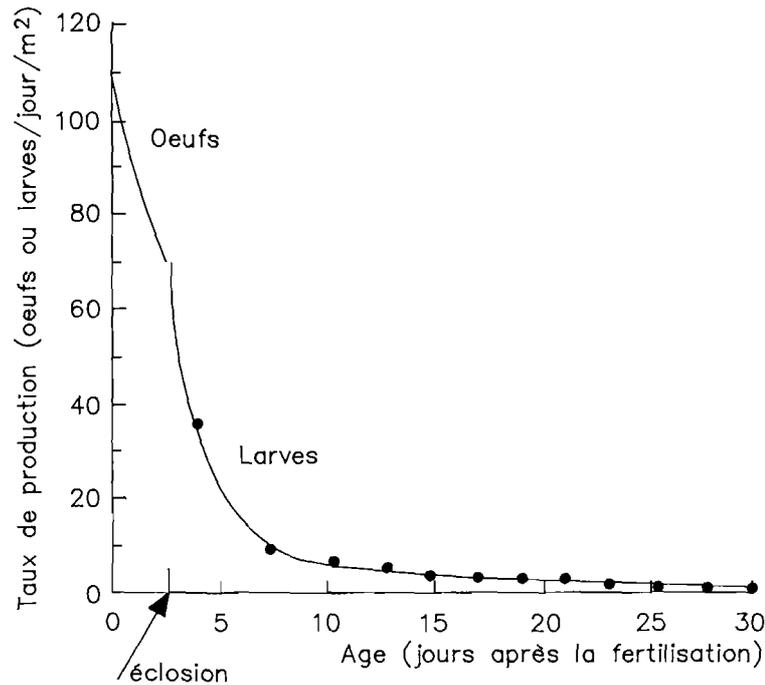


Figure 6.7 - Anchois de Californie : courbe de mortalité des oeufs et des larves (d'après Picquelle and Hewitt 1984).

2.4. L'hypothèse de "coïncidence" de Cushing

Dans les eaux tempérées, la production primaire suit un cycle saisonnier. Cushing (1975) fait observer que la force du vent et le rayonnement solaire déterminent la date de déclenchement de la production printanière et la vitesse de développement de cette dernière. Ce rythme conditionne à son tour le démarrage de la production secondaire et, donc, le développement de la nourriture - surtout des nauplii - des larves de poisson. D'après Cushing, le nombre de nauplii par larve fournirait un indice du succès alimentaire des larves. Il distingue un "premier" cycle et un cycle "tardif" de production. Lors du premier cycle, le taux de survie larvaire peut être faible : en début d'année, la température est basse, l'alimentation et la croissance peuvent en être ralenties, et les larves de poisson exposées plus longtemps à la prédation. Au cours du second cycle, le taux de survie est faible au début ; il s'élève ensuite, lorsque la nourriture devient disponible en grandes quantités. Ainsi, les larves au stade de

première alimentation courraient les plus grands risques. Cushing décrit également un cycle "intermédiaire" qu'il considère comme correspondant aux conditions moyennes : les larves disposent alors très tôt de nauplii, qui leur assurent suffisamment de nourriture pour le reste de la période larvaire, sans toutefois atteindre les quantités maximales qui ne s'observent que dans d'autres conditions.

Pour expliquer la forte classe 1963, observée sur le stock de plie (*Pleuronectes platessa*) en mer du Nord, Cushing (1975) invoque cette hypothèse : le froid exceptionnel de l'hiver 1963-64 aurait retardé la ponte et l'arrivée des larves de plie ; par contre, avec le temps calme et ensoleillé qui a régné sur le sud de la mer du Nord, le bloom planctonique et la production de nourriture pour les larves se seraient produits plus tôt: la coïncidence optimale qui en aurait résulté aurait permis une survie excellente des larves et l'arrivée d'une cohorte exceptionnelle.

2.5. L'hypothèse du "transport larvaire"

Les larves de la plupart des espèces de poissons d'importance commerciale sont planctoniques ; elles vivent dans la couche superficielle d'une centaine de mètres de l'océan, où elles se trouvent exposées aux mouvements de l'eau. Le courant de Californie montre une structure et une dynamique d'une certaine stabilité. Or, la saison de ponte de l'anchois, parmi d'autres, correspond à la période où la couche superficielle est la plus stable. Parrish *et al.* (1981) ont étudié les stratégies de reproduction des principaux stocks de poissons au large de la Californie. Ils concluent que, dans la zone littorale, les populations choisissent pour frayer le lieu et l'époque où le risque de disparition de leurs oeufs par entraînement vers le large est moindre, c'est-à-dire lorsque l'upwelling et le transport vers le large sont les plus faibles. A leur avis, les écarts par rapport aux schémas normaux d'entraînement pourraient avoir des effets sérieux sur le succès des classes d'âge, les oeufs et les larves se trouvant entraînées vers des zones où la nourriture est insuffisante pour assurer leur survie.

De nombreuses variations sur le thème du transport larvaire ont été proposées (chapitre 5) ; elles reflètent la grande versatilité des stratégies de reproduction sélectionnées par les populations de poissons confrontées à des environnements turbulents et incertains.

En partant d'une comparaison des aspects saisonniers et géographiques du transport océanique et des stratégies de reproduction des poissons, Parrish *et al.* (1981) considèrent que l'entraînement vers le large des oeufs et des larves pourrait être un processus déterminant dans le succès de la reproduction d'un grand nombre de

populations littorales de poissons. En général, les populations évitent, pendant la saison de ponte, les courants forts portant vers le large. Husby et Nelson (1982) ont montré que, chez les différentes sous-populations d'anchois de Californie, le pic de ponte coïnciderait avec les saisons et les secteurs où la stratification est stable, l'énergie turbulente faible, et l'upwelling à l'origine du transport vers le large, atténué. Cette hypothèse est confirmée par Bakun et Parrish (1982) et par Parrish *et al.* (1983), qui ont comparé l'écosystème de l'upwelling du Pérou à celui de la Californie, en ce qui concerne leur dynamique et les réponses des populations endémiques, notamment d'anchois. Ils concluent qu'il existe "une tendance à éviter les secteurs, où l'upwelling est maximum, et qui sont caractérisés par un mélange important et un transport vers le large. Les principaux stocks d'anchois se trouvent plutôt dans les secteurs moins turbulents, en aval des zones à upwelling fort." (Bakun and Parrish 1982).

Fiedler (1986) donne un exemple de la distance à laquelle les oeufs et les larves peuvent être transportés vers le large. En suivant un courant tourbillonnaire anticyclonique au large de la Californie, il a trouvé des oeufs d'anchois 150 km plus au large que pendant les quatre années précédentes durant lesquelles ce tourbillon, localisé plus au large, avait peu d'effet sur les eaux côtières.

Dans le courant de Benguela (Atlantique sud-est), les oeufs et les larves d'anchois du Cap (*Engraulis capensis*) sont transportés par un "jet" frontal de surface, d'une zone de productivité faible vers une autre, où la productivité est élevée. Lorsque ce courant s'affaiblit, les larves subissent une très forte mortalité (Shelton and Hutchings 1982).

Frank et Leggett (1982) ont étudié une espèce à ponte démersale, le capelan (*Mallotus villosus*), dont les oeufs sont pondus et éclosent dans le sable des plages ; leurs larves deviennent actives lorsque les vents du large remplacent les eaux froides venues du fond, pauvres en nourriture, mais abondantes en prédateurs, par des eaux de surface plus chaudes, riches en nourriture et pauvres en prédateurs. Bien que les vents du large soient peu fréquents et imprévisibles, au niveau de la baie de Conception à Terre Neuve (Canada) où ils ont étudié le capelan, Frank et Leggett ont montré que les phénomènes d'émergence et de dérive des larves vers le large, comme les conditions d'alimentation favorables et de faible prédation, sont tous liés au régime des vents. L'action combinée du mouvement des vagues, qui dégage les larves du sable lorsque les vents soufflent du nord-ouest, et de l'élévation de la température de l'eau, qui active les larves, paraît refléter une adaptation qui optimise l'alimentation et minimise la prédation. Les conditions de transport et de dispersion des larves correspondraient aux hypothèses de jeûne et de prédation, puisque la mortalité des larves serait causée par ces facteurs lorsque les larves sont entraînées vers le large hors de leur habitat normal.

2.6. L'hypothèse de rétention d'Iles et Sinclair

Le fait qu'une population se reproduise au même endroit et à la même époque, et que ceux-ci soient propices à sa bonne survie, peut être interprété comme le résultat d'une sélection au cours de l'évolution. L'hypothèse d'Iles et Sinclair repose sur l'idée que les aires de ponte des différentes populations de hareng de l'Atlantique nord coïncideraient avec des structures où la circulation de l'eau retiendrait suffisamment de larves près des zones de ponte, là où elles ont de bonnes chances de trouver une nourriture adéquate et une prédation faible. En ce qui concerne le recrutement, les auteurs suggèrent que la taille d'une population inféodée à une zone de rétention larvaire serait en rapport direct avec l'aire de cette zone. "Les petits stocks sont associés aux structures hydrologiques peu importantes, comme le secteur de l'île Verte dans le golfe du Saint-Laurent, ... et les grands stocks, aux structures étendues, comme la zone turbulente du banc Georges...." (Iles and Sinclair, 1982).

Cushing (1986) a contesté cette hypothèse de rétention, mettant en avant des évidences contraires. Il affirme que "compte tenu du fait que les oeufs de hareng éclosent souvent en dehors de l'époque de stratification et que la période de dérive larvaire est longue, l'hypothèse d'Iles et Sinclair ne peut pas s'appliquer aux eaux qui entourent les Iles Britanniques."

En réponse à la critique de Cushing, Sinclair (1988) oppose qu'Iles et Sinclair (1982) n'ont jamais avancé que les larves ne s'éloignaient pas de leur zone d'éclosion. Au contraire, des taux élevés d'éclosion et de survie, conditions du succès d'une population de hareng, ne sont possibles que là où la circulation de l'eau assure, avec un comportement adéquat des larves, l'agrégation des larves durant les tout premiers mois de leur vie larvaire. Ainsi, un système important, tel celui qui est associé au courant côtier norvégien, constituerait une zone de rétention au sens d'Iles et Sinclair (Sinclair 1988). Cet exemple paraît déborder du cadre de l'hypothèse initiale, qui semblerait s'appliquer plutôt à des structures plus réduites.

2.7. La théorie des "membres/vagabonds" de Sinclair

Dans une récente mise à jour, fondée sur une analyse approfondie des travaux sur l'évolution, Sinclair(1988) élargit l'hypothèse de départ d'Iles et Sinclair et sa portée. Sa nouvelle théorie des "membres/vagabonds" rappelle l'importance des populations, par rapport aux espèces, et de la reproduction sexuée, dans l'organisation de la vie marine. Le principal problème auquel les stratégies de reproduction doivent

répondre dans un milieu hautement dispersif est celui du retour aux frayères d'origine d'un nombre suffisant de membres de la population. Pour cela, les populations sont associées, par des comportements spécifiques des larves leur permettant d'utiliser la dynamique de la couche superficielle, à des structures et à des processus hydrodynamiques particuliers (chapitres 5 et 9). Cette dépendance permet à un nombre suffisant d'individus d'une population de boucler le cycle de reproduction et, ce faisant, d'en rester membres. Même s'ils survivent, les autres ne contribueraient pas à la reproduction de la population. Le nombre et la taille des populations d'une même espèce seraient directement déterminés par le nombre et le volume des structures hydrodynamiques auxquelles elles sont inféodées, et qui leur permettent de boucler leur cycle biologique et d'assurer leur reproduction. Les fluctuations dans ces couplages physique-biologie détermineraient la variabilité du recrutement.

Cette théorie confère aux populations - par opposition aux espèces - ainsi qu'à la reproduction sexuée, et aux phénomènes spatiaux - par opposition aux phénomènes énergétiques - un rôle privilégié dans l'organisation de la vie marine et le succès des populations. Dans le milieu hautement dispersif qu'est la mer, la principale question pour un organisme ne serait pas de manger sans l'être, mais de revenir se reproduire sur sa frayère d'origine pour contribuer à la perpétuation de la population.

2.8. La relation stock-recrutement et l'hypothèse de "densité-dépendance" : l'effet d'une intensification de la pêche sur le recrutement

Les biologistes des pêches ont vu le problème du "recrutement" comme une réponse à la question : "combien de poissons, et plus particulièrement de reproducteurs, peut-on retirer d'un stock sans risquer de voir la productivité de ce dernier réduite les années suivantes ?". Cette question implique que la taille d'un stock reproducteur soit déterminante pour le recrutement et qu'il suffirait, pour une bonne gestion, de maintenir la population exploitée entre certaines limites pour la conserver en bon état. Ricker (1954) a proposé une relation stock-recrutement, basée sur la prédation, pour représenter le recrutement des stocks de saumon. Une relation de ce genre pourrait convenir, comme Cushing l'a proposé (1973), pour certains stocks, tels le stock Buchan de hareng de la mer du Nord (*Clupea harengus*), de morue de l'Arctique (*Boreogadus saida*) ou de plie (*Pleuronectes platessa*), pour n'en citer que quelques uns. Pourtant, aucune relation nette n'a pu être mise en évidence pour de nombreux autres stocks, notamment le maquereau du Pacifique (*Scomber japonicus*) (McCall *et al.* 1985). Les figures 6.8 et 6.9 donnent deux exemples différents de relation stock-recrutement. Néanmoins, de nombreuses évidences indiquent qu'il doit exister, chez toutes les populations, un seuil en-dessous duquel le potentiel reproducteur est réduit à un niveau tel qu'il faut parfois plusieurs années avant que le stock puisse se reconstituer. Par exemple, au large de la Californie, la biomasse de sardine (*Sardinops sagax*) est tombée,

entre 1960 et 1985, après une période de pêche intensive et quelques années de faible recrutement, à un niveau pratiquement négligeable. En 1985, un petit nombre d'œufs a de nouveau été détecté dans l'habitat normal.

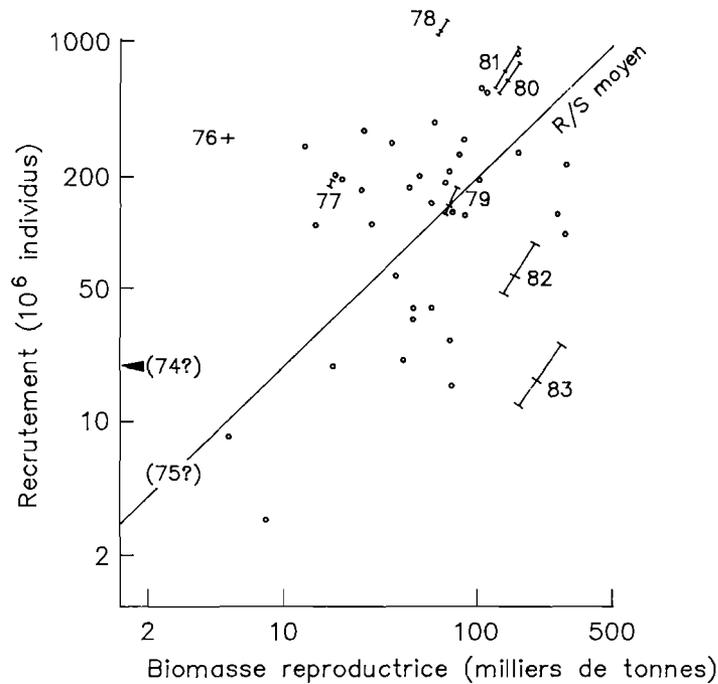


Figure 6.8 - Relation stock-recrutement pour le maquereau du Pacifique (d'après Mac Call *et al.* 1985) : la biomasse reproductrice est rapportée au recrutement sur une échelle log/log. Les données représentées correspondent à la période 1930-1966. La reconstitution du stock de maquereau du Pacifique s'est produite entre 1974 et 1983, et est indiquée sur le graphique. Il n'apparaît aucune relation entre la biomasse des reproducteurs et le recrutement.

Pendant plusieurs décennies, le stock de sardine japonaise (fig. 4.1) est également resté en-dessous du niveau correspondant à un recrutement significatif. On peut penser que la biomasse serait alors tombée en dessous du seuil nécessaire à un recrutement significatif. Pour la sardine japonaise, les conditions de milieu, à savoir un changement dans la direction du courant Kuroshio (Kondo 1980), ont favorisé un taux de survie exceptionnel de la classe d'âge 1972. En revanche, le recrutement annuel de la sardine du Pacifique n'a augmenté que très peu (Wolf and Smith 1986). On a invoqué un remplacement de la sardine par un stock plus abondant d'anchois pour expliquer l'effondrement et la non reconstitution du stock de sardine, malgré l'absence de pêche significative.

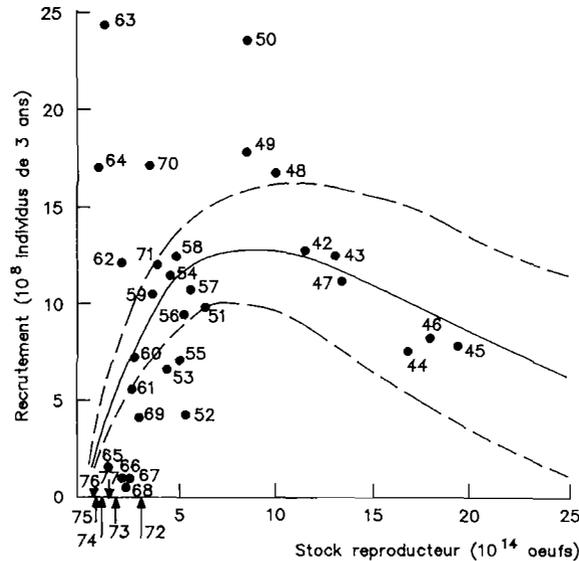


Figure 6.9 - Relation stock-recrutement pour la morue arctique : une relation en dôme semble exister entre l'indice du stock reproducteur (nombre d'oeufs) et l'effectif recruté trois ans après (d'après Cushing and Harris 1973).

Butler (1987) a montré qu'il existait, pour la période comprise entre 1951 et 1967, un rapport significatif entre l'augmentation du taux de mortalité des larves de sardine et l'accroissement de la biomasse d'anchois (fig. 6.10). Cette relation vient en appui de l'hypothèse d'une relation de prédation, spécifique des deux espèces et dépendante de leur densité, qui agirait sur la population de sardine. On notera toutefois que le centre de la population de sardine examinée par Butler se trouve au large de la Californie méridionale : les tempêtes y sont rares et les conditions généralement stables lors de la saison de ponte de la sardine. Ainsi, le mécanisme de stabilité de l'océan ne jouerait probablement pas dans ce cas : la prédation des larves de sardine par les anchois adultes pourrait être un mécanisme interspécifique jouant sur le recrutement de la sardine dans les eaux de la Californie méridionale.

Il est également possible, mais difficile de prouver, que le nombre d'oeufs produits influence la taille de la classe annuelle qui en résulte. On n'a pourtant pas pu établir, pour l'anchois californien, de relation probante entre l'effectif d'une classe annuelle et le nombre d'oeufs produits. En fait, une production d'oeufs élevée a parfois donné naissance aux classes annuelles les plus pauvres parmi la série de 31 années disponibles. En 1975, par exemple, la production d'oeufs d'anchois fut la plus

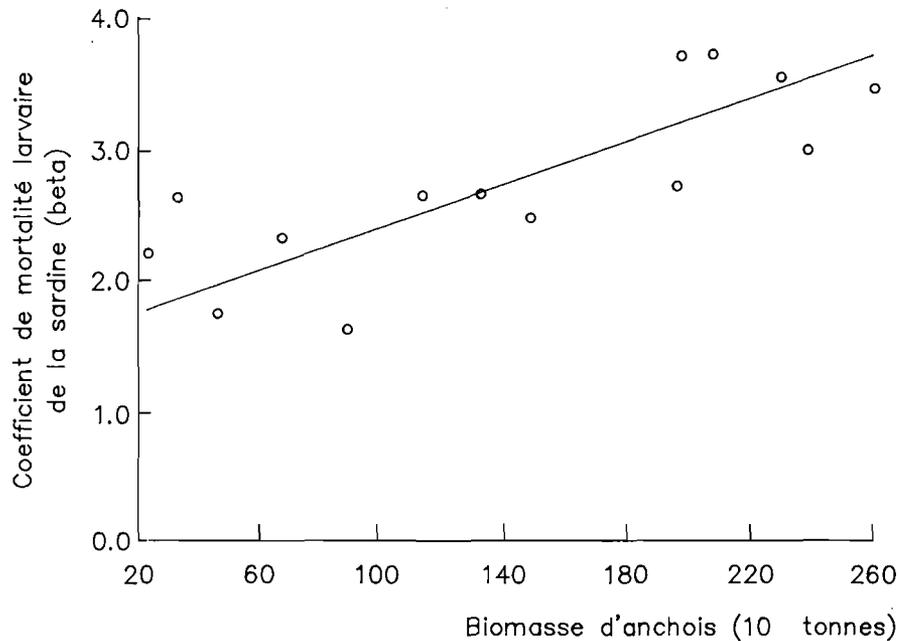


Figure 6.10 - Relation entre la mortalité larvaire de la sardine et la biomasse d'anchois sur une période de 14 ans (1951-1967) (Butler 1987). β correspond au coefficient de mortalité instantanée décrit par Lo (1985).

importante jamais observée dans les eaux californiennes (Lo 1985) : elle a donné naissance à l'une des classes annuelles les plus pauvres jamais observées dans cette pêcherie (Lasker 1981a). En revanche, lors du recrutement exceptionnel de 1972, la taille du stock de sardine japonaise n'était pas plus grande que celle des années précédentes, pendant lesquelles le recrutement est resté faible. Ainsi, une production importante d'oeufs peut être suivie d'un recrutement excellent si les conditions sont favorables, c'est-à-dire si la nourriture des larves est suffisante et de bonne qualité, et le taux de prédation bas, au moment où elles commencent à s'alimenter. Mais la condition initiale n'est pas indispensable pour qu'une bonne classe annuelle apparaisse : la conjonction de bonnes conditions environnementales, propres à assurer un taux de survie élevé, peut conduire à un excellent recrutement, même à partir d'un effectif initialement faible d'oeufs et de larves.

3. Orientation des études sur le recrutement

De l'avis général (IOC 1983), un certain nombre de critères de base doivent être respectés pour qu'un programme de recherche sur le recrutement ait des chances acceptables de réussir. Tout d'abord, on doit disposer d'une base solide de connaissances sur les espèces ou groupes d'espèces choisis, notamment sur la biologie et l'écologie des phases précoces et adultes, l'aire de ponte et l'histoire des fluctuations de la population. En général, cette information est plus facilement accessible chez les stocks faisant l'objet d'une exploitation, les statistiques de capture n'ayant pas d'équivalent pour analyser la dynamique de la phase recrutée et suivre les fluctuations des classes annuelles successives. Il est aussi nécessaire de connaître les limites d'extension géographique de la population, ses frayères et ses nourriceries.

Methot (1983) a utilisé les anneaux journaliers présents sur les otolithes d'anchois pour déterminer la date de naissance des individus. Par un échantillonnage extensif des juvéniles, il est possible de déterminer la date à laquelle sont nés la majorité des survivants et, inversement, les périodes où la mortalité a été la plus élevée. L'évolution saisonnière des caractères physiques et biologiques de l'océan peut alors être comparée à la séquence des mortalités et des survies des larves (fig. 6.11). Contrairement aux évaluations globales annuelles, cette analyse fine des mortalités subies par les groupes d'âge successifs d'une cohorte peut être utilisée pour identifier les facteurs ou les processus saisonniers susceptibles d'affecter le succès du recrutement. Pour que les recherches puissent aboutir, il faut être capable de décompter les stries journalières sur les otolithes, et de déterminer les limites de distribution de la population étudiée ; son recrutement doit aussi varier d'une année à l'autre. Certains clupéidés, comme les sardines et les anchois des mers tempérées, répondent bien à ces critères.

Les hypothèses de jeûne et de prédation peuvent être testées par des observations *in situ* de ce genre, à condition que l'on dispose d'observations appropriées sur le milieu physique de l'océan, ainsi que de données annuelles sur la pêche. Comme les grandes pêcheries de sardine et d'anchois sont associées, un peu partout dans le monde, aux écosystèmes à upwelling, ces espèces d'intérêt commercial se prêtent bien à ce type d'expérience sur le recrutement. Les saisons de ponte de ces espèces sont généralement longues et leurs captures commerciales fournissent des échantillons de juvéniles à partir desquels les dates de naissance peuvent être déterminées.

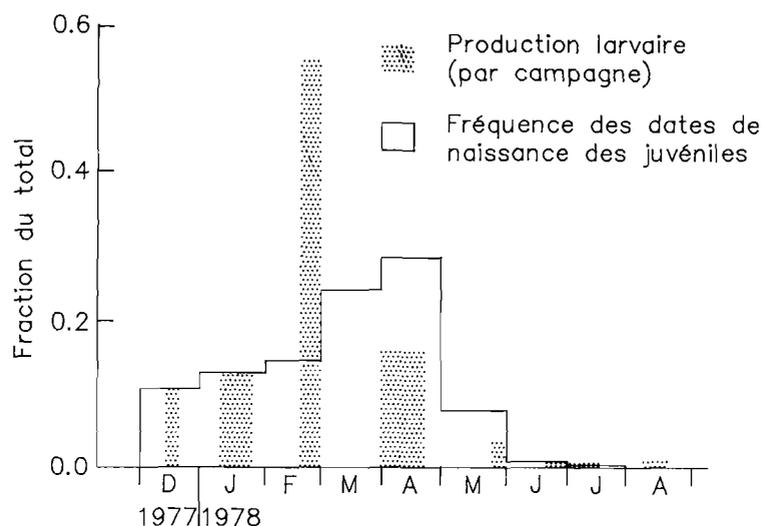


Figure 6.11 - Anchois de Californie : dates de naissance de la population de juvéniles, comparées à la production larvaire pendant la saison de ponte 1977-1978 (d'après Methot 1983).

Un programme d'investigations *in situ* sur le recrutement des petits pélagiques dans les mers tempérées a été proposé par la Commission océanographique intergouvernementale (IOC 1983). Il porte sur la délimitation géographique des populations de poissons pélagiques, la prospection quantitative des larves (Smith and Richardson 1977), et l'évaluation de la biomasse par la méthode de production d'oeufs (Lasker 1985). L'échantillonnage des juvéniles pour la détermination de l'âge sur les otolithes doit permettre d'établir, par l'analyse des dates de naissance, les périodes et les strates de la classe d'âge correspondant aux taux de mortalité et de survie les plus élevés. Ce travail doit s'accompagner d'observations océanographiques (salinité, température) et météorologiques (en particulier les vents), de façon à pouvoir déterminer les principales phases qui se sont succédées, dans le régime des courants, de l'upwelling et de la turbulence, au cours de la saison de ponte. Enfin, l'effectif de la classe annuelle doit être évalué par analyse de cohortes portant sur les captures commerciales.

Si de telles recherches ne constituent pas un programme complet d'étude du recrutement, il peut servir de base à des travaux plus approfondis qui porteraient sur la détermination de la courbe de mortalité des oeufs et des larves, la mesure de la distribution verticale et horizontale de la nourriture des larves, la détermination des organismes consommables par les larves, l'estimation du taux de croissance larvaire, l'évaluation *in situ* d'indices de jeune chez les larves, celle du taux de prédation

(Theilacker *et al.* 1986), enfin la détermination, à partir d'échantillons de plancton, du champ de prédateurs constitué par les invertébrés.

Le Projet de Recrutement de la Sardine et de l'Anchois (IOC 1983), qui prévoit la réalisation de la plupart sinon de toutes ces observations, fut, à l'origine, conçu comme un programme de portée mondiale dans lequel chaque pays disposant d'une pêcherie de sardine ou d'anchois contribuerait à la constitution d'une base commune. On disposerait alors de suffisamment d'informations comparables pour une analyse globale. L'avantage attendu de cette coopération géographique est de réduire le temps nécessaire à l'obtention d'une série chronologique utilisable, à partir de l'observation d'une seule pêcherie nationale.

Ultérieurement, d'autres stratégies d'investigations ont été conçues portant, par exemple, sur l'étude de stocks de bivalves dont les stratégies démographiques sont différentes et dont l'extension géographique plus réduite facilite l'observation (chapitre 9).

4. Nouvelles techniques pour l'étude du recrutement

4.1. Evaluation de la biomasse

La densité du stock est une variable qui doit être prise en considération dans l'étude du recrutement. Les évaluations de stock qui ne s'appuient pas sur les données halieutiques ne sont pas suffisamment précises. Les techniques acoustiques, par exemple, n'identifient pas les espèces, et le résultat des évaluations dépend de corrections à apporter à divers facteurs physiques, comme le pouvoir de réflexion des cibles, la dispersion du signal, et l'atténuation du son lors de sa propagation. La méthode classique d'évaluation par les oeufs, inventée par Hensen en 1887, a été fréquemment utilisée, mais elle souffre des hypothèses qu'il faut faire sur la valeur de paramètres importants. Une nouvelle méthode d'évaluation a été récemment mise au point (Parker 1980, Lasker 1985) ; elle présente l'avantage de ne requérir que peu d'hypothèses sur les paramètres nécessaires à la mesure de la biomasse reproductrice. La méthode est fondée sur une observation originale de Moser (1967), qui a découvert que l'on pouvait identifier les follicules post-ovulaires et les utiliser pour déterminer la période de ponte du sébaste du Pacifique. Cette méthode a été utilisée avec succès sur l'anchois de Californie, la sardine péruvienne (*Sardinops sagax*), l'anchois du Cap

(*Engraulis capensis*). Elle est applicable à plusieurs autres espèces dont les oeufs sont pélagiques.

4.2. Détermination de la date de naissance

Ces dernières années, la science halieutique a fait un énorme progrès avec la découverte par Pannella (1971) de la formation d'anneaux de croissance journaliers sur les otolithes de poissons ; leur décompte permet de déterminer avec précision l'âge et, donc, la date de naissance d'un poisson. La périodicité journalière d'apparition de ces stries a été confirmée sur plusieurs espèces, dont l'anchois de Californie (Brothers *et al.* 1976), le germon *Thunnus alalunga* (Lauri *et al.* 1985), l'albacore *Thunnus albacares* (Wild and Foreman 1980), le hareng atlantique *Clupea harengus harengus* (Jones 1985) ou la morue charbonnière *Anoplopoma fimbria* (Boehlert and Yoklavich 1985), ainsi que sur beaucoup d'autres. Il est déjà très utile, en biologie halieutique, de pouvoir déterminer l'âge des membres d'une population. Dans les études sur le recrutement, la détermination de la date de naissance revêt une importance particulière. En effet, comme Methot l'a montré (1983), ce n'est qu'avec la connaissance précise des dates de naissance que l'on peut mettre en correspondance certains événements se produisant dans l'écosystème durant la phase précoce, et les taux simultanés de survie.

4.3. Télédétection océanographique

A partir des satellites, on peut observer de vastes étendues de l'océan et enregistrer simultanément les températures de surface. L'arrivée des satellites fournit ainsi, pour l'étude du recrutement, des informations synoptiques sur les courants, l'upwelling ou les marées, jusqu'ici inaccessibles, si ce n'est à des échelles très localisées. Le CZSC (Coastal Zone Color Scanner), monté sur le satellite Nimbus maintenant hors de service, donnait également des renseignements sur la distribution à grande échelle du phytoplancton. Des séries d'images sur la distribution des températures ont été analysées pour révéler les vecteurs et les vitesses des courants; ce sont des informations essentielles pour l'étude du transport larvaire (Svejkovsky 1987). En comparant la distribution des oeufs récemment éclos et les isothermes établis à partir d'images satellitaires, Lasker *et al.* (1981) ont montré qu'en 1980, la ponte de l'anchois, qui s'était produite en mars au large de la Californie, était circonscrite entre les isothermes 14,5 °C au nord et 17 °C au sud. Fiedler (1983) a confirmé ces résultats par de nouvelles mesures en mer et l'analyse d'images satellitaires. La télédétection apparaît ainsi comme un moyen irremplaçable d'observation et de suivi des perturbations à grande échelle de l'environnement, et de mesure de leur extension

géographique. L'événement océanographique le plus marquant ces dernières années a été le phénomène d'"El Niño" de 1982-83, et le réchauffement simultané du Pacifique est : à des degrés divers, il a perturbé les principaux stocks halieutiques et leurs pêcheries sur l'ensemble des côtes occidentales de l'Amérique du nord et du sud. A partir d'observations par satellite, Fiedler (1984) a établi des corrélations entre les incursions d'eaux plus chaudes au large de la Californie méridionale et les modifications du taux de croissance, de la fréquence de la ponte, de la fécondité et de la production d'oeufs chez l'anchois californien (Fiedler *et al.* 1986), facteurs tous importants pour le succès du recrutement.

4.4. Observations des juvéniles in situ

Dans toute investigation sur le recrutement, la capture et l'évaluation de l'abondance des juvéniles est essentielle. Smith (1985) a attiré l'attention sur une nouvelle méthode acoustique inspirée des travaux de Hewitt *et al.* (1976) et de Holliday (1980), qui permet de déterminer directement la localisation et la taille des anchois californiens (de la larve à l'adulte). Elle comprend trois étapes : 1) la localisation des bancs de poisson à l'aide d'un sonar classique ; 2) la détermination de la taille des individus par l'analyse de la fréquence de résonance d'un écho à large bande réfléchi par leurs vessies natatoires, et 3) la détermination des espèces par chalutage pélagique. Des essais effectués au large de la Californie ont montré que les anchois juvéniles et adultes pouvaient être ainsi séparés en larves âgées (10-35 mm), premiers juvéniles (35-60 mm), juvéniles âgés (60-85 mm) et prérecrues (85-110 mm). Cette méthode permet de déceler très tôt un échec dans le recrutement et de distinguer les cohortes moyennes des plus fortes.

On peut aujourd'hui capturer à l'aide d'un nouveau type de chalut, les larves et les juvéniles qui échappaient jusqu'ici facilement aux filets à plancton Bongo à vide de maille de 0,330 ou 0,505 mm, et aux chaluts pélagiques classiques (Methot 1986). Ce chalut à ouverture rigide est bien plus efficace que le chalut pélagique Isaacs-Kidd, pour la capture des grandes larves et des juvéniles de hareng (Munk 1986).

De nouveaux filets sont régulièrement mis au point dans des buts spécifiques ; ils contribuent au progrès des recherches sur le recrutement. A titre d'exemple, l'intensité d'échantillonnage pour l'évaluation de la production d'oeufs, réalisée lors des campagnes CALCOFI (California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations), a été accrue, grâce à la vitesse supérieure de mise en oeuvre et de relevage du filet vertical à oeufs Calvet (Smith *et al.* 1985). La réduction des échantillons de plancton conservés à chaque trait a fait baisser le coût du tri. Les filets à ouverture et fermeture commandées permettent d'échantillonner directement aux niveaux occupés par les oeufs et les larves

(Wiebe *et al.* 1976, Pommeranz and Moser 1987). Egalement, des prélèvements quantitatifs peuvent être effectués en surface à l'aide du filet à neuston (Brown and Cheng 1981).

4.5. Indices histologiques et morphologiques de famine chez les larves

Le besoin d'une technique de détection directe d'un déficit alimentaire chez les larves qui commencent à s'alimenter s'est longtemps fait sentir. Elle conditionne, en effet, la vérification de l'hypothèse de Hjort. Au cours d'études sur l'anchois californien, O'Connell (1976) a établi des critères histologiques permettant de vérifier si des larves au stade de première alimentation, prélevées dans la nature, étaient effectivement sous-alimentées. Il a appliqué sa technique à des larves d'anchois échantillonnées en mer

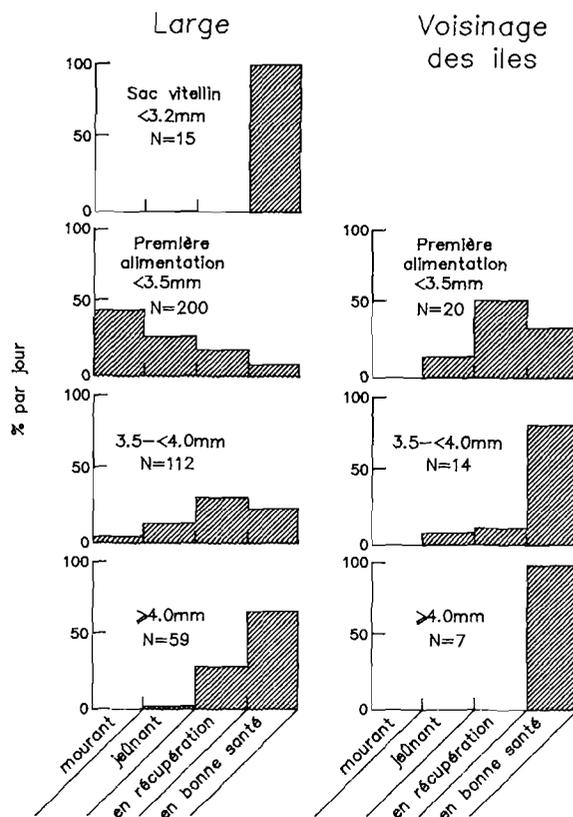


Figure 6.12 - Chinchard de Californie : mortalité, famine et survie des larves (d'après Theilacker 1986).

(O'Connell 1980), tandis que Theilacker (1986) a déterminé par des critères histologiques et morphologiques la proportion de larves de chinchard (*Trachurus symmetricus*) sous-alimentées dans les échantillons prélevés en pleine mer et près des îles. Les travaux de Theilacker sont particulièrement intéressants pour l'étude du recrutement. La figure 6.12 présente les résultats obtenus sur le chinchard : les larves qui commencent à s'alimenter meurent plus fréquemment de faim en pleine mer que près des îles, reflet de la plus grande abondance de nourriture dans cette dernière zone. L'incidence de la mortalité par déficit alimentaire baisse rapidement à mesure que les larves grandissent. Par une série d'expériences en laboratoire et *in situ*, Hewitt *et al.* (1985) ont réussi à distinguer les mortalités naturelles des larves de chinchard (*Trachurus symmetricus*), dues respectivement à la prédation et à la famine. L'évolution, en fonction de l'âge, des taux de mortalité par sous-alimentation et totale, a été mesurée. En admettant que la prédation soit responsable de la différence entre les deux causes de mortalité, ils concluent que les larves à vitellus étaient plus vulnérables à la prédation ; mais, aussitôt que le vitellus est résorbé et que les larves commencent à s'alimenter, la famine devient la principale cause de mortalité ; en se développant, les larves deviennent rapidement moins sensibles à la sous-alimentation et, de nouveau, la prédation prédomine dans les causes de mortalité ; mais, globalement, la mortalité est alors nettement moindre.

4.6. Nouvelles données sur la ponte fractionnée, la fécondité et les effets de la densité

Les connaissances sur la reproduction des poissons ont beaucoup progressé avec la découverte que plusieurs espèces, notamment pélagiques, pondaient plusieurs fois au cours d'une même saison de ponte. Le phénomène est fréquent, et connu depuis longtemps chez les poissons tropicaux. La viabilité des oeufs et des larves peut être influencée par le nombre d'oeufs produits pendant des périodes spécifiques et, sans doute, par la densité locale des reproducteurs. Chez certains mollusques (chapitre 9), la compétence des oeufs et des larves à franchir les phases successives de l'ontogénèse dépend également de la température durant la gamétogénèse.

Un excellent exemple de ponte fractionnée chez un poisson pélagique est donné par Hunter et Goldberg (1980) : il se rapporte à l'anchois californien (*Engraulis mordax*). Au cours d'une première étude, ils ont estimé le taux de ponte à environ 16 % - ce qui équivaut à une fréquence de ponte de six à huit jours - durant le pic de la saison de reproduction. On peut comparer ces données relatives à l'année 1978 à celles du tableau 6.1, relatives à la période 1980-86 (modifiées d'après Bindman (1986) et Fiedler *et al.* (1986). Ces chiffres font apparaître une grande variabilité dans la fécondité et la

fréquence de ponte chez cette espèce. Ces auteurs considèrent que cette variabilité reflète les effets de la perturbation majeure de l'environnement, occasionnée par le phénomène d'"El Niño" de 1982-83 et le réchauffement simultané du Pacifique oriental.

Le tableau 6.1 montre également l'effet de différences dans la fréquence de ponte sur la fécondité globale de la population. Apparemment, des phénomènes de compensation interviennent : ils jouent, par exemple, par l'intermédiaire du poids moyen des femelles (lequel peut baisser lorsqu'une fraction de la classe d'un an participe à la reproduction), et de la fécondité des lots de reproducteurs pondant simultanément, laquelle change également d'année en année.

Tableau 6.1 - Anchois de Californie (période 1980-1985) : fréquence de ponte, fécondité par lot de reproducteurs pondant simultanément, fécondité spécifique quotidienne, et production d'oeufs (d'après Bindman 1986 et Fiedler *et al.* 1986).

	1980	1981	1982	1983	1984	1985
Poids moyen des femelles (g)	17,44	13,37	18,83	11,20	12,02	14,50
% de femelles dans la population	47,8	50,1	47,2	54,9	58,2	60,9
Fécondité par lot (Nbre d'oeufs/15 g femelle)	7 788	8 208	10 845	5 297	5 485	7 343
Fréquence de ponte des femelles (% par jour)	14,5	10,6	12,0	9,4	16,0	12,0
Fécondité spécifique (oeufs/jour/gramme de femelle)	30,3	33,0	32,5	24,4	42,4	37,0
Production d'oeufs (10^{12} oeufs/jour)	26,3	21,0	13,5	17,3	13,0	17,0
Biomasse reproductrice (milliers de tonnes)	870	635	415	652	309	522

Il est possible également, mais difficile à prouver, que le nombre d'oeufs produits affecte également l'effectif de la classe d'âge qui en résulte, base de l'argument selon lequel le recrutement dépendrait de la densité. On a vu qu'une relation entre la production d'oeufs et l'effectif recruté n'a pu être mise en évidence pour l'anchois californien, des pontes très élevées ayant donné naissance aux classes d'âge les plus faibles jamais observées, et qu'une séquence exactement inverse avait donné naissance, en 1972, à une classe exceptionnelle chez la sardine japonaise.

Il est important de souligner le caractère d'indétermination de la ponte : il est impossible de déterminer, dès le début de la saison de ponte, la quantité d'oeufs qui sera émise. En effet, la production annuelle totale variera selon les conditions de l'environnement pendant la saison de ponte, en particulier la température et la nourriture disponible. Il faut tenir compte également du fait que la fécondité individuelle évolue avec l'âge. Les poissons âgés pourraient jouer, dans la ponte, un rôle relativement plus important qu'on ne le pensait.

5. Conclusion

La variabilité du recrutement dépendrait donc, d'abord, de la stratégie de reproduction de la population et de la variabilité de son environnement. Les stades larvaires sont les plus vulnérables, et les aléas de la vie pélagique durant les phases précoces déterminants pour le succès du recrutement. Les équations mathématiques jusqu'ici proposées et utilisées par les dynamiciens des populations représentent mal la dynamique réelle des populations. En général, l'aménagement a connu des réussites lorsque les chercheurs se sont montrés prudents, et qu'ils ont reconnu qu'il pouvait y avoir un seuil inférieur en-dessous duquel un stock ne peut produire les recrues nécessaires pour qu'il puisse soutenir une pêche.

D'un autre côté, les exemples, surtout parmi les clupéidés, de reconstitution à partir de niveaux très bas du stock parental défient l'imagination, et constituent la principale énigme posée par la dynamique des grandes populations de poissons. Des mécanismes indépendants de la densité opèrent alors sans aucun doute. Nous devons connaître ces processus et, notamment, ceux qui sont sous la dépendance des aléas de l'écosystème, si nous voulons améliorer les stratégies d'exploitation et d'aménagement des populations instables.

La science halieutique a progressé dans ses méthodes de laboratoire comme d'observation en mer. Elle a atteint un stade de développement technologique qui

permet, dans les études sur le recrutement, de définir et d'analyser les processus en jeu avec une précision jusqu'alors hors de portée. Un effort particulier devrait être consacré, au niveau international, à l'étude de l'impact de l'environnement sur une variété de stocks. Ainsi, pourrait-on mieux comprendre les mécanismes, dépendant ou non de la densité, qui contrôlent le recrutement et la variabilité des grandes populations exploitées.

REFERENCES

- Bailey, K.M., 1984 - 'Comparison of laboratory rates of predation on five species of marine fish larvae by three planktonic invertebrates : effects of larval size on vulnerability'. *Mar.Biol.* 79: 303-309.
- Bakun, A. and Parrish, R.H, 1982 - 'Turbulence, transport, and pelagic fish in the California and Peru current systems'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 23: 99-112.
- Barber, R.T. and F.P. Chávez, 1986 - 'Ocean variability in relation to living resources during the 1982-83 El Niño'. *Nature*, 319: 279-285.
- Bindman, A.G., 1986 - 'The 1985 spawning biomass of the northern anchovy'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 27: 16-24.
- Blanco, J., J. Marino, and M.J. Campos, 1985 - 'The first toxic bloom of *Gonyaulax tamarensis* detected in Spain (1984)'. In Anderson, D.M., A.W. White and D.G. Baden (eds.) - 'Toxic Dinoflagellates'. Elsevier, New York : 79-84.
- Boehlert, G.W. and M.M. Yoklavich, 1985 - 'Larval and juvenile growth of sablefish, *Anoplopoma fimbria*, as determined from otolith increments'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 83: 475-481.
- Brothers, E.B., C.P. Mathews and R. Lasker, 1976 - 'Daily growth increments in otoliths from larval and adults fishes'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 74: 1-8.
- Brown, D.M. and L. Cheng, 1981 - 'New net for sampling the ocean surface'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5: 225-227.
- Butler, J.L., 1987 - 'Comparison of the early life history parameters of Pacific sardine and northern anchovy and implications for species interactions'. Ph.D., Univ. California, San Diego, 242 p.
- Cushing, D.H., 1973 - 'Dependance of recruitment on parent stock'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30, 12: 1965-1976.
- , ---, 1975 - 'The natural mortality of the plaice'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 36: 150-157.
- , ---, 1981 - 'Fisheries biology, a study in population dynamics'. 2nd ed. Univ. Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 295 p.
- , ---, 1986 - 'The migration of larval and juvenile fish from spawning ground and nursery ground'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 43: 43-49.
- , ---, and J.G.K. Harris, 1973 - 'Stock and recruitment and the problem of density-dependence'. *Rapp. P.-v. Cons. int. Explor. Mer*, 164: 142-155.

- DeVries, T.J. and W.G. Pearcy, 1982 - 'Fish debris in sediments of the upwelling zone off central Peru : a late Quaternary record'. *Deep-Sea Res.*, 28, 1A: 87-109.
- Ellertsen, B., P. Fossum, P. Solemdal, S. Sundby and S. Tilseth, 1984 - 'A case study on the distribution of cod larvae and availability of prey organisms in relation to physical processes in Lofoten'. In E. Dahl, E.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal (eds.) 'The Propagation of Cod *Gadus morhua* L.' *Flødevigen rapp. ser.*, 1: 453-477.
- Fabre-Domergue M. et E. Biétreix, 1905 - 'Développement de la sole (*Solea vulgaris*). Introduction à l'étude de la pisciculture marine'. Travail du Laboratoire de Zoologie Maritime de Concarneau. Vuibert et Nony, Paris, 243 p.
- Fiedler, P.C., 1983 - 'Satellite remote-sensing of the habitat of spawning anchovy in the Southern California Bight'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 24: 202-209.
- , ---, 1984 - 'Satellite observations of the 1982-1983 El Niño along the U.S. Pacific coast'. *Science*, 224: 1251-1254.
- , ---, 1986 - 'Offshore entrainment of anchovy spawning habitat, eggs, and larvae by a displaced eddy in 1985'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 27: 144-152.
- , ---, R.D. Methot and R.P. Hewitt, 1986 - 'Effects of California 1982-1984 El Niño on the northern anchovy'. *J. Mar. Res.*, 44: 317-338.
- Forsbergh, E.D., 1988 - 'The influence of some environmental variables on the apparent abundance of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean'. *Inter.-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, (in Press).
- Frank, K.T. and W.C. Leggett, 1982 - 'Coastal water mass replacement : its effect on zooplankton dynamics and the predator-prey complex associated with larval capelin (*Mallothus villosus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 991-1003.
- Govoni, J.J., D.E. Hoss and A.J. Chester, 1983 - 'Comparative feeding of three species of larval fishes in the northern Gulf of Mexico : *Brevoortia patronus*, *Leiostomus xanthurus* and *Micropogonia undulatus*'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 198-199.
- Hempel, G., 1978 - 'North Sea fisheries and fish stocks - a review of recent changes and their causes'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor Mer*, 173: 145-167.
- Hensen, V., 1887 - 'Über die Bestimmung des Planktons oder das im Meere treibenden Materials and Pflanzen Theiren'. *Ber. Komm. Wiss. Unters. Meeres.*, 5: 1882-6, 13 p.
- Hewitt, R.P., P.E. Smith and J. Brown, 1976 - 'Development and use of sonar mapping for fish stock assessment in the California Current area'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 74: 281-300.
- , ---, G.H. Theilacker and N.C.H. Lo, 1985 - 'Causes of mortality in young jack mackerel'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 26: 1-10.
- Holliday, D.V., 1980 - 'Use of acoustic frequency diversity for marine biological measurements'. In F.P. Diemer *et al.* (ed.) 'Advanced concepts in ocean measurements for marine biology.' Univ. South Carolina Press, Columbia, S.C. : 423-460.
- Hjort, J., 1914 - 'Fluctuations in the great fisheries of northern Europe'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 19: 1-228.

- , -, 1926 - 'Fluctuations in the year classes of important food fishes'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 1: 5-38.
- Hunter, J.R., and S.R. Goldberg, 1980 - 'Spawning incidence and batch fecundity in northern anchovy, *Engraulis mordax*'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 77: 641-552.
- , --., and C.A. Kimbrell, 1980 - 'Egg cannibalism in the northern anchovy, *Engraulis mordax*'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 78: 811-816.
- Husby, D.N. and C.S. Nelson, 1982 - 'Turbulence and vertical stability in the California current'. *Calif. Coop. Oceanic. Fish. Invest. Progr. Rep.*, 23: 113-129.
- Iles, T.D., and M. Sinclair, 1982 - 'Atlantic herring : stock discreteness and abundance'. *Science*, 215: 627-633.
- IOC, 1983 - 'Workshop on the IREP component of the IOC Programme on Ocean Science in relation to Living Resources (OSLR)'. *Inter-gov. Oceanogr. Comm. Workshop Rep.*, 33, 17 p.
- Jones, C., 1985 - 'Within-season differences in growth of larval Atlantic herring, *Clupea harengus harengus*'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 83: 289-298.
- Klingbeil, R.A., 1983 - 'Pacific mackerel : a resurgent resource and fishery of the California Current'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 24: 35-45.
- Kondo, K., 1980 - 'The recovery of the Japanese sardine : the biological basis of stock-size fluctuations'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 332-354.
- Lasker, R., 1975 - 'Field criteria for survival of anchovy larvae : the relation between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 73: 453-462.
- , -, 1981a - 'Factors contributing to variable recruitment of the northern anchovy (*Engraulis mordax*) in the California Current : Contrasting years, 1975 through 1978'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 178: 375-388.
- , --., 1981b - 'The role of a stable ocean in larval fish survival and subsequent recruitment'. In R. Lasker (ed.) - 'Marine Fish Larvae : morphology, ecology and relation to fisheries'. Univ. Washington Press, Seattle, WA: 80-87.
- , --., J. Peláez and R.M. Laurs, 1981 - 'The use of satellite infrared imagery for describing ocean processes in relation to spawning of the northern anchovy (*Engraulis mordax*)'. *Remote sens. environ.*, 11: 439-453.
- , -(ed.), 1985 - 'An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish : application to the northern anchovy, *Engraulis mordax*'. *Natl. Oceanic. Atmos. Admin. Tech. Rep., NMFS*, 36, 99 p.
- Last, J.M., 1978a - 'The food of four species of Pleuronectiform larvae in eastern English Channel and southern North Sea'. *Mar. Biol.*, 45: 359-368.
- , --., 1978b - 'The food on three species of gadoid larvae in the eastern English Channel and southern North Sea'. *Mar. Biol.*, 48: 377-386.
- Laurs, R.M., R. Nishimoto and J.A. Wetherall, 1985 - 'Frequency of Increment Formation on Sagittae of North Pacific Albacore (*Thunnus alagalunga*)'. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.*, 42: 1552-1555.
- Lillelund, K., and R. Lasker, 1971 - 'Laboratory studies of predation by marine copepods on fish larvae'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 69: 655-667.
- Lo, N.C.H., 1985 - 'Egg production of the central stock of northern anchovy, *Engraulis mordax*, 1951-82.' *Fish. Bull. (U.S.)*, 83:137-150.

- , ---, 1986 - 'Modeling life-stage-specific instantaneous mortality rates, an application to northern anchovy, *Engraulis mordax*, eggs and larvae'. *Fish. Bull. (U.S.)* 84: 395-407.
- Mac Call, A.D., R.A. Klingbeil, and R.D. Methot, 1985 - 'Recent increased abundance and potential productivity of Pacific mackerel (*Scomber japonicus*)'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 26: 119-129.
- Marr, J.C., 1960 - 'The causes of major fluctuations in the catch of Pacific sardine *Sardinops caenulea* (Girard)' - Proc. World. Sci. Meetings Biology of Sardines and related species. FAO, 3: 667-679.
- Methot, R.D., 1983 - 'Seasonal variation in survival of larval *Engraulis mordax* estimated from the age distribution of juveniles'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 81: 741-750.
- , ---, 1986 - 'Frame trawl for sampling pelagic juvenile fish'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 27: 267-278.
- Moser, H.G., 1967 - 'Seasonal histological changes in the gonads of *Sebastes paucispinis* Ayres, an ovoviparous teleost (Family Scorpaenidae)'. *J. Morphol.*, 123: 329-354.
- Munk, P., 1986 - 'A comparison between the standard-IKMT and the Methot-IKMT for catching 6-month old herring larvae'. *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1986/L: 33, 9 p.
- O'Connell, C.P., 1976 - 'Histological criteria for diagnosing the starving condition in early post-yolk-sac larvae of the northern anchovy, *Engraulis mordax* Girard'. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 25: 285-312.
- , ---, 1980 - 'Percentage of starving northern anchovy, *Engraulis mordax*, larvae in the sea as estimated by histological methods'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 78: 475-478.
- , ---, and L.R. Raymond, 1970 - 'The effect of food density on survival and growth of early post-yolk-sac larvae of the northern anchovy, *Engraulis mordax* Girard, in the laboratory'. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 5: 187-197.
- Panella, G., 1971 - 'Fish otoliths : daily growth layers and periodical patterns'. *Science*, 173: 1124-1127.
- Parker, K., 1980 - 'A direct method for estimating northern anchovy, *Engraulis mordax*, spawning biomass'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 78 : 541-544.
- , ---, 1985 - 'Biomass model for the egg production method'. In R. Lasker (ed.), 'An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish : application to the northern anchovy, *Engraulis mordax*.' *NOAA Tech. Rep.*, NMFS 36: 5-6.
- Parrish, R.H., A.Bakun, D.M. Husby and C.S. Nelson, 1983 - 'Comparative climatology of selected environmental processes in relation to eastern boundary current pelagic fish reproduction'. In Sharp, G.D. and J. Csirke (eds.) - Proceedings of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species of neritic fish resources'. San José, Costa Rica, 18-29 April 1983. *FAO Fish. Rep.*, 291, 3: 731-777.
- , ---, C.S. Nelson and A. Bakun, 1981 - 'Transport mechanisms and reproductive success of fishes in the California Current'. *Biol. Oceanogr.*, 1: 175-203.
- Peterman, R.M. and M.J. Bradford, 1987 - 'Wind speed and mortality rate of a marine fish, the northern anchovy (*Engraulis mordax*)'. *Science*, 235: 354-356.

- Picquelle, S.J. and R.P. Hewitt, 1984 - 'The 1983 spawning biomass of the northern anchovy'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 25: 16-27.
- Pommeranz, T. and H.G. Moser, 1987 - 'Data report on the vertical distribution of the eggs and larvae of northern anchovy, *Engraulis mordax*, at two stations in the Southern California Bight'. *NOAA Tech. Memo.*, NMFS-SWFC-75, 140p.
- Purcell, J.E., 1981 - 'Feeding ecology of *Rhizophysa eysenhardti*, a siphonophore predator of fish larvae'. *Limnol. Oceanogr.*, 26: 424-432.
- Ricker, W.E., 1954 - 'Stock and recruitment'. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 11: 559-623.
- Schumacher, A., 1980 - 'Review of North Atlantic catch statistics'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 8-22.
- Scura, E.D. and C.W. Jerde, 1977 - 'Various species of phytoplankton as food for larval northern anchovy *Engraulis mordax*, and relative nutritional value of the dinoflagellates *Gymnodinium splendens* and *Gonyaulax polyedra*'. *Fish Bull. (U.S.)*, 75: 577-583.
- Serra, J.R., 1983 - 'Changes in the abundance of pelagic resources along the Chilean coast'. In Sharp, G.D. and J. Csirke (eds.) - Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species of neritic fish resources'. San José, Costa Rica, *FAO Fish. Rep.*, 291, 2: 255-284.
- Sette, O.E., 1943 - 'Biology of the Atlantic Mackereck (*Scomber Scomberus*) of North America. Part I - Early life history, including Growth, drift and mortality of the egg and larval populations'. *Fish. Bull. (US)*, 38: 149-237.
- Shelton, P.A., and L. Hutchings, 1982 - 'Transport of anchovy, *Engraulis capensis* Gilchrist, eggs and early larvae by a frontal jet current'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 40: 185-198.
- Sinclair, M., 1988 - 'Marine populations ; an essay on population regulation and speciation in the oceans'. Sea Grant Program. Univ. Washington, Seattle : 252 p.
- Smith, P.E., 1985 - 'Year-class strength and survival of O-group clupeoids'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, Suppl.1: 69-82.
- , ---, and S.L. Richardson, 1977 - 'Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 175, 100 p.
- , ---, W. Flerx and R.P. Hewitt, 1985 - 'The CalCOFI Vertical Egg Tow (CalVET) Net'. NMFS, *NOAA Tech. Rep.*, 36: 27-32.
- Soutar, A. and J.D. Isaacs, 1974 - 'Abundance of pelagic fish during the 19th and 20th centuries as recorded in anaerobic sediment off the Californias'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 72: 257-273.
- Stoecker, D.K. and J.J. Govoni, 1984 - 'Food selection by young larval gulf menhaden (*Brevoortia patronus*)'. *Mar. Biol.*, 80: 299-306.
- Svejkovsky, J., 1987 - 'Sea surface flow estimation from AVHRR and CZCS satellite imagery : a verification study'. *J. Geophys. Res.* (In Press).
- Theilacker, G.H., 1986 - 'Starvation-induced mortality of young sea-caught jack mackerel, *Trachurus symmetricus*, determined with histological and morphological methods'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 84: 1-17.
- , ---, and K. Dorsey, 1980 - 'Larval fish diversity, a summary of laboratory and field research'. *Inter-gov. Oceanogr. Comm. Workshop Rep.*, 28: 105-142.

- , ---, A.S. Kimball and J.S. Trimmer, 1986 - 'Use of an ELISPOT immunoassay to detect euphausiid predation on larval anchovy'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 30: 127-131.
- , --- and R. Lasker, 1974 - 'Laboratory studies of predation by euphausiid shrimps on fish larvae'. In J.H. Blaxter (ed.) - 'The Early Life History of Fish.' Springer-Verlag. New York. : 287-299.
- Wiebe, P.H., K.H. Burt, S.H. Boyd and A.W. Morton, 1976 - 'A multiple opening/closing net and environmental sensing system for sampling zooplankton'. *J. Mar. Res.*, 34: 313-326.
- Wild, A. and T.J. Foreman, 1980 - 'The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tuna marked with tetracycline'. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 17: 509-560.
- Wolf, P. and P.E. Smith, 1985 - 'An inverse egg production method for determining the relative magnitude of Pacific sardine spawning biomass off California'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 27: 25-31.
- , --, ---, ---, ----, 1986 - 'The relative magnitude of the 1985 Pacific sardine spawning biomass off Southern California'. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.*, 27: 25-31.

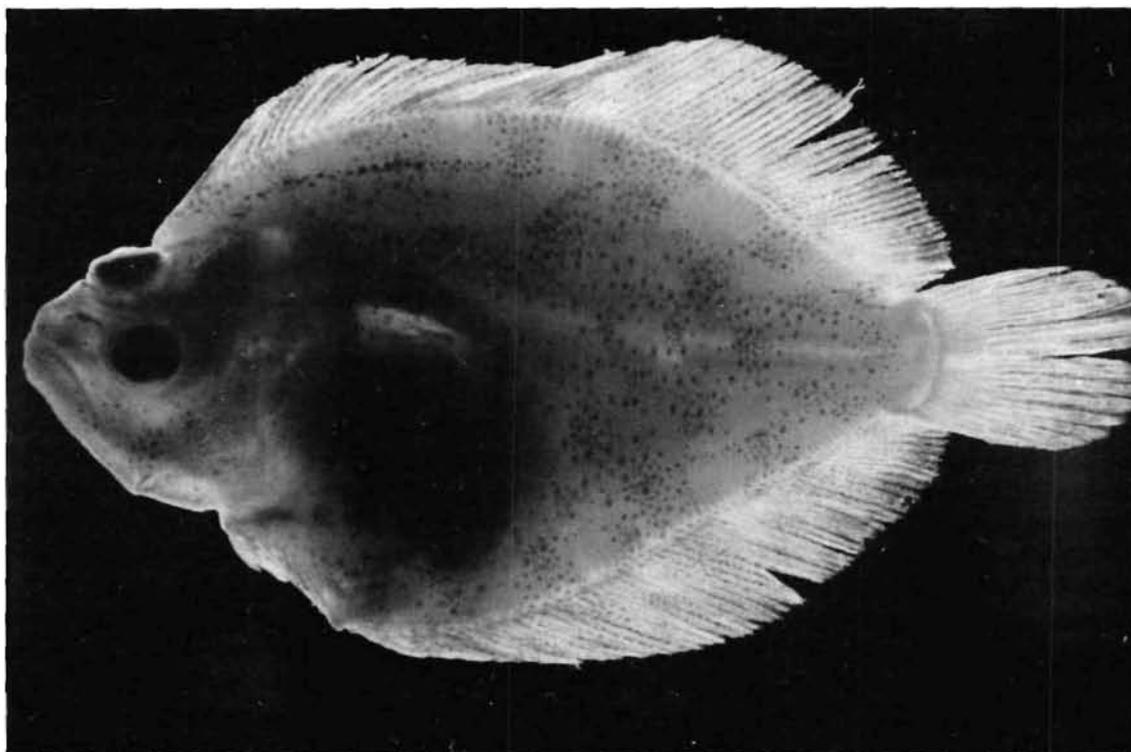


Photo 10. — Juvenile de barbue (*Scophthalmus rhombus*).
(IFREMER — Direction des ressources vivantes, cliché Laboratoire OCEAL).

**PRODUCTION, FORÇAGE ET CONSERVATION
DES CHEPTELS MARINS**



Photo 11. — Tables d'élevage dans le bassin ostréicole de Marennes-Oléron (France)
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

7 - LA CAPACITE BIOTIQUE DES BASSINS OSTREICOLES

Maurice Héral, Cédric Bacher
et Jean-Marc Deslous-Paoli

"Il est facile de se rendre compte que, si des mesures énergiques ne sont pas prises rapidement pour essayer d'enrayer la déficience de pousse et de qualité qui s'aggrave d'année en année et dont l'une des causes principales, sinon la plus importante, provient de la densité exagérée des produits entreposés dans le bassin, les ostréiculteurs de Marennes-Oléron se trouveront bientôt dans la situation suivante : ils auront dans leurs parcs des milliards de petites huîtres d'âges divers, mais de qualité inférieure, et ils ne disposeront pas des quelques centaines de millions de produits susceptibles de satisfaire aux demandes de leur clientèle."

Charles Hervé, Président des Syndicats ostréicoles. Rivage et Cultures Marines, avril 1960.

Depuis 1976, Maurice Héral étudie, à la Station IFREMER de La Tremblade (France), les réseaux trophiques des écosystèmes conchylicoles et, notamment, la variabilité de la nourriture disponible, les bilans d'énergie, l'écophysiole de l'huître japonaise : il a élaboré un modèle global de production conchylicole. Il dirige, depuis 1980, le laboratoire "Ecosystèmes conchylicoles" (LEC).

Spécialiste des modèles numériques, Cédric Bacher travaille au LEC depuis 1985. Il a mis au point une stratégie d'échantillonnage des biomasses de mollusques cultivés et un premier modèle trophique analytique couplant systèmes physique et biologique.

Jean-Marc Deslous-Paoli fait partie du même laboratoire depuis 1979, où ses travaux portent sur le suivi des croissances, l'estimation des stocks par télédétection, les bilans d'énergie et l'écophysiole des mollusques filtreurs intertidaux.

1. Points forts et points faibles de l'ostréiculture française

Les atouts et les contraintes de la conchyliculture s'identifient facilement en examinant l'évolution de la production ostréicole française. Celle-ci s'est développée sur trois espèces, dont deux non indigènes. Selon les statistiques officielles, la production commercialisée d'huître creuse a atteint, en 1987, 130 000 tonnes, ce qui correspond à un chiffre d'affaires de plus d'un milliard de francs. Cette valeur représente entre le cinquième et le quart de celle de l'ensemble des produits de la mer. En poids comme en valeur, l'huître vient en tête des espèces pêchées ou cultivées. Exprimée en tonnage par kilomètre de littoral ou par habitant, la conchyliculture place la France parmi les tout premiers pays dans la production aquacole d'origine marine. L'ostréiculture s'appuie sur environ 10 000 emplois permanents et 5 000 entreprises. Ce nombre d'actifs permanents représente le tiers de l'emploi dans le secteur des pêches et des cultures marines. De plus, la conchyliculture est concentrée dans quelques grands bassins : elle joue dans les régions littorales correspondantes un rôle économique et social de première importance.

L'ostréiculture s'est développée rapidement en France, passant en un siècle du stade de la cueillette à celui de la culture. Les raisons de ce succès sont multiples :

- possibilité de captage de naissain naturel n'exigeant pas initialement le contrôle de la reproduction ;
- utilisation d'une nourriture naturelle phytoplanctonique latente ;
- alimentation des mollusques par filtration, qui permet l'utilisation des niveaux trophiques inférieurs plus productifs de la chaîne alimentaire et, de ce fait, de fortes densités d'élevage ;
- plus grande souplesse des espèces sédentaires vis à vis des variations des conditions du milieu ;
- sédentarité, qui simplifie les techniques d'élevage et de rétention des individus, tout en facilitant l'allocation de la ressource par l'attribution des sites d'élevage.

Ainsi, une filière rustique ne nécessitant pas initialement la maîtrise du cycle biologique complet, s'est révélée économiquement performante et particulièrement adaptée à la mise en valeur des écosystèmes littoraux. Le développement initial de ce mode de production a également bénéficié de la mise en place d'un système d'allocation sur le domaine public maritime de concessions individuelles aux conchyliculteurs, de conservation de l'environnement au sein de secteurs conchylicoles classés, et de contrôle de la qualité sanitaire des produits (chapitre 12).

Les élevages ont pris naissance dans des sites privilégiés. C'est dans des bassins relativement fermés, protégés des tempêtes, que s'est principalement développée l'ostréiculture. Ces sites sont caractérisés par des taux modérés de renouvellement de l'eau, avec des temps de résidence élevés qui en réduisent les potentialités nutritionnelles. La colonisation des milieux ouverts (parcs en eau profonde, élevage en filière) est plus récente, et reste marginale pour l'huître creuse (*Crassostrea angulata* et *C. gigas*).

Toutefois, cette activité n'est pas exempte de contraintes. Après une période très florissante de 1930 à 1950, les performances économiques des entreprises se sont dégradées dans plusieurs bassins et des crises brutales se sont manifestées. Les épizooties n'étaient pas nouvelles, mais celles qui décimèrent les cheptels d'huître portugaise (*C. angulata*) à la fin des années 60, et d'huître plate (*Ostrea edulis*) à la fin des années 70, eurent des conséquences économiques catastrophiques (chapitre 11).

Par ailleurs, la crise de l'ostréiculture qui a frappé le bassin d'Arcachon (1977-1981) a entraîné la disparition de la moitié des exploitations. Les recherches ont démontré que la crise avait pour cause l'emploi de peintures anti-salissures pour la protection des carènes de bateaux (chapitre 12). Les sels organostanniques qu'elles contiennent provoquèrent des mortalités massives des larves et/ou de leur nourriture planctonique, entraînant l'effondrement du captage, et de fortes perturbations dans la croissance des coquillages adultes (fig. 12.1, Alzieu et Héral 1984, His et Robert 1986).

A côté de ces phénomènes, l'hypothèse d'une surcharge des bassins par rapport à leur capacité trophique, susceptible d'entraîner une baisse des performances économiques dans les entreprises et les bassins, était avancée depuis plusieurs années déjà. Parallèlement, on ne pouvait exclure que le climat n'affecte pas également la production, par un effet sur la réussite du captage.

Ainsi, ce qui était au départ un atout porte en soi ses propres limitations. L'évolution de la production ostréicole nationale au cours du siècle écoulé (fig. 7.1) illustre bien le jeu de ces différents facteurs : elle se caractérise par une succession de cycles d'expansion rapide, de stagnation, puis de déclin, voire d'effondrement des cheptels. Ces chutes de production sont dues à des mortalités massives causées par des épizooties. Le fait que celles-ci apparaissent après les pics de production pourrait signifier, c'est une hypothèse, qu'existe une relation entre certaines épizooties et la biomasse des cheptels en élevage : elles se propageraient plus facilement sur des cheptels affaiblis par une surcharge des bassins conchyliques.

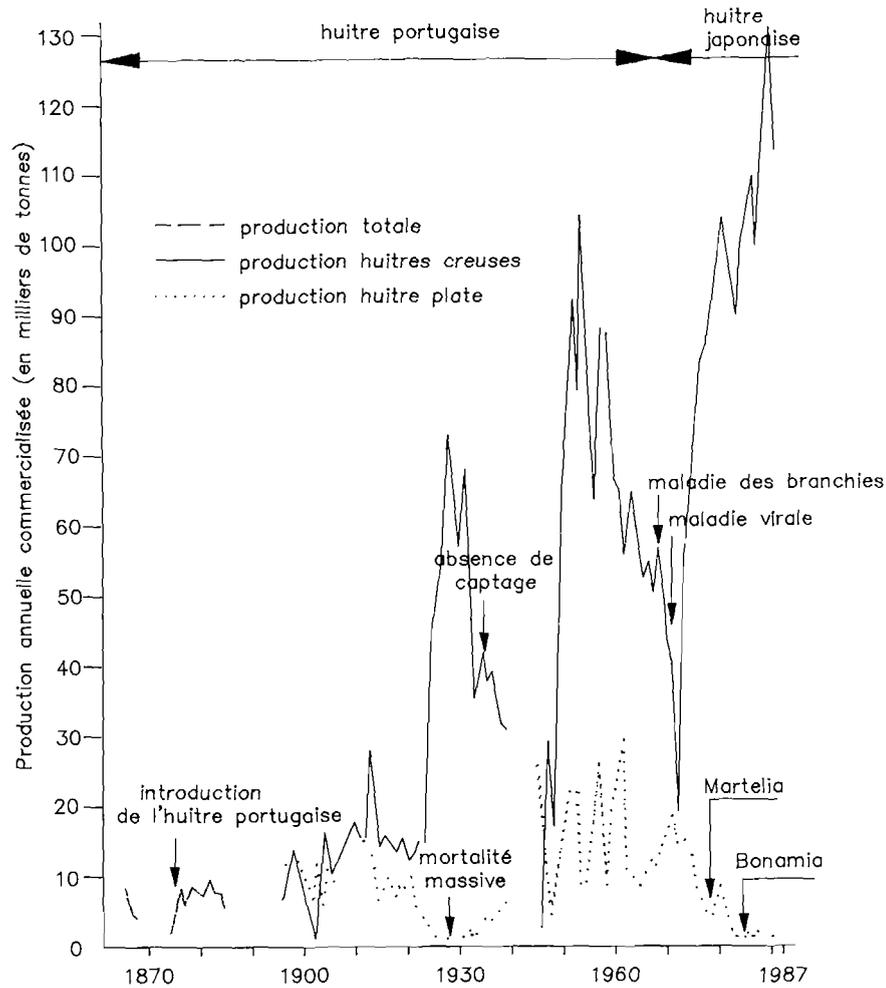


Figure 7.1 - Evolution de la production d'huîtres en France, de 1865 à 1987.

L'épizootie de l'huître portugaise conduisit à la fin des années 60 à son remplacement par l'huître japonaise (d'après Héral 1986).

Cette série d'observations est révélatrice de phénomènes majeurs dans le développement de la conchyliculture :

- l'accroissement important de la production, initialement permis par la maîtrise du captage et la protection des juvéniles contre les prédateurs, se heurte à de nouvelles

contraintes, illustrant un processus de développement par paliers, chacun résultant de l'apparition de contraintes différentes (chapitre 1) ;

- la multiplicité des facteurs susceptibles d'intervenir dans la dégradation de la production, avec des facteurs anthropiques - certains endogènes (surcharge), d'autres exogènes (pollutions) - interférant avec des facteurs naturels (climat, capacité trophique des bassins) ;

- la nécessité, pour l'aménagement, d'évaluer séparément les effets de ces différents facteurs, certaines évolutions (captage, épizooties, capacité biotique des bassins) pouvant résulter de l'effet combiné de facteurs naturels et anthropogéniques ; ainsi l'aménagement demande que soient quantifiés, non seulement l'effet des variables de choix (charge des élevages, par exemple), mais aussi celui des variables d'état (climat, niveau trophique, ...) (chapitres 4 et 19).

Les mortalités d'origine pathogène et non pathogène (pollutions) sont examinées dans les chapitres 11 et 12. Le présent chapitre aborde les relations entre la biomasse du cheptel, la capacité biotique et la production d'un bassin. La figure 7.1 relative à la production nationale reflète, parallèlement à l'intensification de la production dans chaque bassin, l'extension progressive de la conchyliculture le long du littoral français. C'est à l'échelle du bassin qu'il faut analyser la compétition pour l'utilisation de la capacité trophique limitée d'un écosystème défini comme une entité physique et biologique ; c'est à cette échelle que les modèles doivent être mis au point. Mais avant d'aborder cette question, il est opportun de s'assurer que des fluctuations d'origine climatique du captage n'ont pas également joué dans le déclin de la production. Cette évaluation est également intéressante pour juger de l'intérêt de recourir à la reproduction artificielle (écloseries) pour s'affranchir éventuellement des conséquences de la variabilité naturelle.

2. Captage du naissain et climat

La variabilité de l'hydroclimat influence plus ou moins fortement le succès du recrutement des populations marines. Ces fluctuations se répercutent elles-mêmes directement sur l'abondance des stocks halieutiques, les rendements et la production totale (chapitres 4, 5 et 6 ; Csirke and Sharp 1985). Certains stocks sauvages, comme les espèces pélagiques côtières et les bivalves (chapitre 9), sont particulièrement instables. Cette variabilité peut avoir des répercussions économiques, sociales et politiques considérables sur les pêcheries correspondantes (chapitre 19, Glantz and Thompson 1981, Csirke and Sharp 1985).

Divers auteurs ont étudié l'influence de la variabilité climatique sur les populations de poissons, mais rares sont les travaux consacrés aux mollusques. Dow (1972) a mis en évidence une relation négative entre la production de mye (*Mya arenaria*) dans l'état du Maine (E.U.), et la moyenne annuelle de la température de l'eau au moment du recrutement, cinq ans auparavant. Le même auteur (1981) a montré que les captures de coquilles (*Placopecten magellanicus*) dans la pêcherie du Maine dépendaient directement des températures annuelles les plus basses. En 1983, Dow a constaté que la production des stocks naturels d'huître de Virginie (*Crassostrea virginica*) est fortement corrélée, positivement, avec les températures au moment du recrutement, alors que les récoltes de moule (*Mytilus edulis*) sont liées aux périodes froides. Parallèlement, Ulanowicz *et al.* (1982) ont construit un modèle de variation d'abondance du stock de mye dans le Maryland, basé sur une régression multiple intégrant les écarts cumulés de la température de l'eau l'année n-1 et les écarts cumulés de la salinité l'année n-2. Le chapitre 9 présente une analyse fine des effets de l'environnement sur le recrutement des stocks bretons de coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*). Tous ces travaux portent sur des stocks sauvages de bivalves, dont la production dépend du recrutement et du régime d'exploitation. Il n'est pas évident que le captage du naissain des stocks cultivés reste aussi sensible aux facteurs climatiques.

Dans le bassin de Marennes-Oléron, les pêches hebdomadaires de larves d'huîtres planctoniques, effectuées depuis 60 ans, ainsi que les estimations de l'abondance du captage d'huître portugaise, puis japonaise, ont permis de reconstituer une série historique, commençant en 1925, date des premières opérations de captage sur collecteurs (Héral *et al.* 1986b). Contrairement au bassin d'Arcachon, le bassin de Marennes-Oléron est resté peu perturbé par le développement d'activités humaines autres que l'ostréiculture. Ceci simplifie l'analyse des relations climat-captage. Pendant les 45 années d'élevage de l'huître portugaise, seules deux années sans recrutement ont été observées. Par contre, pour l'huître japonaise, sur treize années de reproduction, trois (1972, 1981, 1988) ont été caractérisées par un captage très faible, voire nul. Il faut préciser que, si l'huître portugaise pondait chaque année à deux ou trois périodes successives, l'huître japonaise n'a qu'une seule ponte dans le bassin de Marennes-Oléron. Ceci pourrait être à l'origine d'une probabilité inférieure de captage satisfaisant pour cette dernière espèce. Par ailleurs, les besoins thermiques de la gamétogenèse sont, chez l'huître portugaise, moindres que chez l'huître japonaise. Dans le bassin de Marennes-Oléron, cette dernière est à la limite nord de son aire de reproduction. Le captage au nord de la Charente-Maritime n'est possible que lors d'étés particulièrement chauds. L'analyse des années de non recrutement révèle, pour les deux espèces, un déficit thermique notable par rapport à la moyenne sur la période considérée, soit en début de gamétogenèse (1972, 1981), soit en fin de maturation sexuelle (1934, 1935). Enfin, les températures estivales particulièrement basses au cours des années 1934, 1935 et 1981, 1988 ont pu nuire directement ou indirectement à la survie des larves.

La comparaison des conditions climatiques et de l'évolution de la production et de la biomasse d'huîtres pour la série historique d'observation met en évidence un effet de la salinité et de la température (Héral *et al.* 1986b). Ainsi, de 1885 à 1924, période pendant laquelle l'exploitation de l'huître portugaise est passée progressivement de la pêche sur des gisements naturels à la culture extensive, le succès du recrutement a varié avec la pluviométrie. Cette observation est en accord avec les résultats antérieurs de Le Dantec (1968) : ce dernier avait mis en évidence que la durée de la gamétogenèse, si elle est fonction de la température, est aussi influencée par la salinité ; une salinité de 28 ‰ paraît optimale pour la survie des larves d'huître portugaise. Après 1925, date du début du captage sur collecteurs et desensemencements annuels, la relation entre la pluviométrie et le succès du captage disparaît progressivement, aussi bien pour l'huître portugaise que, plus tard, pour l'huître japonaise.

Sur les cheptels en grossissement, la température, en particulier celle du printemps, semble favorable à la production annuelle. Cette observation rejoint celles de nombreux auteurs sur la simultanéité entre la phase de croissance des mollusques et l'augmentation de la température : la croissance de la chair serait principalement due aux conditions nutritives, alors que la température agit directement sur la croissance de la coquille, comme Héral *et al.* (1984) l'ont mis en évidence pour le bassin de Marennes-Oléron.

Ainsi, l'abondance des stocks sauvages de mollusques paraît dépendre assez étroitement des facteurs climatiques (Dow 1983), la variabilité du recrutement étant due principalement à la température (chapitre 9), et ceci plus particulièrement pour les stocks à la limite de l'aire de répartition de l'espèce. Par contre, pour le cheptel d'huître cultivé dans le bassin de Marennes-Oléron, le captage ne paraît pas affecté de façon significative par la variabilité climatique interannuelle. Ceci était encore plus vrai pour l'huître portugaise. Le changement observé dans le succès du captage résulterait de l'effet d'un ou de plusieurs des facteurs suivants :

- comme le suggère l'accroissement de la production de naissain observée depuis le démarrage du captage en 1925, l'augmentation du stock de reproducteurs, celui du nombre de collecteurs et l'amélioration des techniques de captage (substrat, détermination de la période de pose des collecteurs) réduiraient la fréquence des chutes occasionnelles et la variabilité du recrutement ;

- les possibilités de captage dépassent finalement les besoins de l'élevage ; cette activité est alors contrôlée par des critères économiques, et non plus par des phénomènes climatiques et des processus biologiques, comme chez les populations sauvages.

En outre, la production ostréicole est maintenant peu affectée par un déficit occasionnel du recrutement car :

- il est possible de faire appel, les mauvaises années, à des importations d'autres bassins ou de l'étranger, ou à la production d'écloseries ;
- le cycle de grossissement étant pluriannuel (de 2 à 5 ans selon les densités d'élevage), il est possible de compenser les années de captage insuffisant, en jouant sur les ensemencements annuels et les cycles d'élevage.

Ainsi, la maîtrise du captage permet, non seulement d'accroître la production, mais aussi de libérer la production des conséquences de la variabilité naturelle du recrutement. Même si le climat interfère vraisemblablement beaucoup moins dans la dynamique des systèmes ostréicoles. L'étude du recrutement reste néanmoins utile chez les mollusques cultivés dans les cas suivants :

- à la limite des aires de répartition des espèces, où les conditions climatiques peuvent être plus critiques pour le succès du recrutement,
- en cas de dégradation du milieu côtier, car la phase larvaire de l'huître est souvent plus vulnérable aux effets de polluants (chapitre 12) ;
- pour des espèces dont la fécondité serait éventuellement moins élevée, ou pour lesquelles les techniques de captage sont encore insuffisamment efficaces (chapitre 9).

Lorsque le captage est techniquement maîtrisé, les ensemencements, les cheptels et les productions peuvent se développer jusqu'à l'apparition de limitations d'une autre nature, liées à la capacité biotique des bassins conchylicoles.

3. Relations entre biomasse, capacité trophique et production

Avant d'implanter une aquaculture de mollusques dans de nouveaux secteurs, les professionnels sont demandeurs d'une évaluation des potentialités d'élevage des sites, des normes de densité, et des possibilités d'expansion compatibles avec une rentabilité économique acceptable. De même, l'apparition de déclins dans les performances des élevages conchylicoles dans les bassins où cette industrie est déjà développée conduit à envisager une régulation des biomasses cultivées en fonction des potentialités trophiques des écosystèmes concernés (Incze *et al.* 1981, Héral 1985). Pour réaliser ces évaluations, des modèles sont nécessaires.

Plusieurs méthodes sont utilisées pour répondre à ce besoin. Une première démarche empirique est appliquée par les éleveurs de certains pays. Au Japon, les ostréiculteurs suivent le rendement des élevages. Lorsque celui-ci descend en dessous d'un seuil déterminé sur la base de critères de rentabilité économique, les coopératives peuvent décider de réduire les charges en élevage. Toutefois ce mode d'ajustement ne permet pas de déterminer si les baisses de rendement sont dues à des modifications environnementales (pollution, baisse des apports trophiques, ...), à des surcharges, ou encore aux fluctuations des compétitions sauvages (moule, coque, crépidule, ...) consécutives aux variations naturelles du recrutement de leurs populations. En outre, l'absence de modèle biologique quantitatif ne permet pas de déterminer les charges susceptibles d'optimiser les bénéfices économiques et sociaux nets au niveau d'un bassin conchylicole et, donc, de définir objectivement des critères d'aménagement.

A l'image des méthodes utilisées en halieutique, on peut recourir à un modèle global de production (chapitres 2 et 13), représentant l'évolution de la production totale et du rendement (production/biomasse) en fonction de la biomasse présente dans un bassin donné. Un tel modèle sera construit à partir d'une série historique de données sur les productions annuelles et les biomasses correspondantes. Il s'agit là d'un traitement mathématique d'observations empiriques. Cette approche permettra de vérifier l'existence de phénomènes de densité-dépendance et de définir analytiquement les termes de la régulation du cheptel : biomasse, durée du cycle d'élevage et taux de survie. Cette méthode admet que la capacité trophique est restée stable sur la période considérée, même si elle a pu manifester une certaine variabilité interannuelle.

Toutefois, cette méthode présente deux inconvénients. Premièrement, on doit disposer d'une série d'observations sur un intervalle de variation du cheptel suffisant pour déterminer les relations recherchées. Cela n'est pas toujours possible, soit que les données historiques nécessaires ne soient pas disponibles, soit que l'intervalle de variation observé ne soit pas suffisant. Ce sera le cas, en particulier, pour des bassins ne faisant pas encore l'objet d'un élevage important : on ne pourra pas y évaluer longtemps à l'avance le plafond de production. En second lieu, avec la diversification et l'intensification des usages concurrentiels de la bande côtière (construction de barrages et utilisation de l'eau, apports d'engrais, apports terrigènes et sédimentations, ...), il devient nécessaire de prévoir les effets particuliers de ces usages antagonistes sur la capacité biotique des bassins conchylicoles et, si possible, d'en anticiper quantitativement l'impact. De même, on pourra souhaiter savoir si l'on ne peut améliorer l'utilisation de cette capacité trophique en recourant à la polyculture de façon à jouer sur l'abondance relative des espèces élevées, ou des classes d'âges d'une même espèce (prégrossissement, grossissement). Pour répondre à ces questions, le recours à des modèles analytiques est nécessaire. On mettra alors en relation la demande nutritionnelle des cheptels cultivés et la nourriture disponible, dans le but d'établir des relations biomasse-production.

Les flux et les principales relations entre les différents maillons d'un écosystème peuvent être modélisés en intégrant les flux de sels nutritifs (apport, recyclage, minéralisation, ...), la production primaire et bactérienne, et la consommation des différents taxons participant à la compétition trophique ou à la prédation. Dame *et al.* (1977), et Dame et Patten (1981) présentent des relations linéaires énergétiques entre 23 compartiments d'un banc d'huîtres en état d'équilibre. Par une démarche analogue, Wiegert et Penas-Lado (1982) établissent un bilan des flux d'azote entre 15 compartiments de l'écosystème de la Ria de Arosa (Espagne). En simulant les effets d'une augmentation du nombre de radeaux d'élevage de moule, ils peuvent prévoir une augmentation de l'accumulation d'azote dans les sédiments et une baisse de la croissance des moules et des huîtres. Malheureusement, pour bien comprendre le fonctionnement des différents compartiments, cette approche implique des études pluridisciplinaires longues et complexes (chapitre 13).

Lorsqu'un bassin conchylicole n'est utilisé qu'à l'élevage d'une seule espèce, les modèles biologiques peuvent être réduits à la représentation de la relation entre l'espèce en question et la nourriture disponible. Le modèle décrit par Incze *et al.* (1981) est basé sur le flux de particules et la consommation par filtration des mollusques (moule). Sur la base des résultats de Mason (1976) et de Fraga et Vives (1961), ce modèle admet que la nourriture ne doit pas être consommée à plus de 50 %. Ces auteurs prennent comme autre postulat que la croissance des mollusques est constante, si la déplétion de nourriture n'est pas supérieure à 50 %. Ces hypothèses de travail ont été reprises par Rosenberg et Loo (1983), et Carver et Mallet (sous presse), pour déterminer la capacité trophique de milieux consacrés à l'élevage de la moule en Suède et au Canada.

L'approche énergétique permet d'améliorer le modèle précédent. Dans les écosystèmes côtiers, en effet, la composition qualitative et quantitative de la nourriture est très variable. Aussi un indice énergétique est-il un meilleur estimateur qu'un indice pondéral (Héral 1985). L'estimateur le plus généralement utilisé est la matière organique, mesurée en termes de protéines, lipides et glucides convertis en énergie : il donne la nourriture assimilable par les mollusques (Widdows *et al.* 1979).

L'estimation du potentiel de nourriture disponible doit également tenir compte des effets de la circulation physique des masses d'eau, sous l'effet notamment du cycle de marée. Dans un premier temps, on assimilera le bassin à une seule grande boîte, dans laquelle le flux énergétique disponible correspond au volume d'eau entrant dans le bassin (Héral *et al.* 1988, Bacher *et al.* sous presse, Carver et Mallet sous presse, Fréchette com. pers). Cette hypothèse revient à admettre un parfait mélange des masses d'eau dans l'ensemble du bassin. Si cette condition n'est pas satisfaite, on pourra construire un modèle multi-boîtes : la nourriture est alors injectée aux limites et va être transportée dans les différentes boîtes selon un modèle numérique d'avection-

dispersion. L'avantage du modèle multi-boîtes, outre qu'il rend compte de l'hétérogénéité physique des masses d'eau, est qu'il permet d'envisager un aménagement spatial des cultures dans un bassin conchylicole (Bacher 1989).

Les mollusques doivent être introduits dans ces modèles comme des consommateurs de nourriture, mais aussi comme des assimilateurs. En effet, la nourriture qui disparaît du milieu correspond à l'assimilation. Or la différence est grande entre consommation et assimilation, car les biodépôts (féces + pseudoféces) peuvent représenter, pour l'huître japonaise, jusqu'à 70 % de l'énergie consommée (Héral *et al.* 1983, Deslous-Paoli et Héral 1984). Dans les écosystèmes à marée caractérisés par leur fort hydrodynamisme, ces biodépôts sont remis en suspension et peuvent ainsi être réutilisés par les mollusques. Les sections suivantes présentent l'état d'avancement de ces travaux en France où l'intérêt pour ces recherches s'explique à la fois par l'importance économique et par les difficultés rencontrées par l'industrie ostréicole.

4. Modèle global

Les biomasses d'huître creuse présentes dans les bassins conchylicoles de la côte atlantique française sont évaluées annuellement depuis 1984. Ces estimations, qui allient des mesures par échantillonnage sur le terrain, par photographie aérienne (Bacher *et al.* 1986) et par télédétection (Deslous-Paoli *et al.* 1985), donnent des résultats fiables et précis (6 à 10 %). Ce n'est cependant qu'à moyen terme, lorsque des données couvriront plusieurs années et un spectre suffisamment large de variation des biomasses cultivées qu'un modèle dynamique pourra être construit. Dans l'immédiat, comme un certain nombre de bassins (Marennes-Oléron, baie de Bourgneuf, ...) présentent des signes évidents de déclin des rendements, un modèle global a été appliqué à une série historique de données reconstruites de production et de biomasse. Ce modèle présente l'avantage de mettre en évidence immédiatement les grandes lois qui régissent l'exploitation d'un écosystème par la conchyliculture, de valider les hypothèses présentées en introduction, et de fournir déjà des bases objectives d'appréciation, pour le bassin considéré, des biomasses à ne pas dépasser, même si la détermination de ce seuil reste en partie subjective en l'absence d'analyses économiques sur le profit et les emplois créés pour les différents niveaux de biomasse.

Ce modèle admet que les facteurs d'environnement (climatologie, courantologie, sédimentologie, production primaire) sont restés stables (chapitre 4) pendant la période considérée, même s'ils ont pu présenter une certaine variabilité interannuelle. La production d'huître creuse a été estimée pour le siècle écoulé (1885 à 1984), à partir de

trois sources de données différentes : statistiques officielles, ventes annuelles d'étiquettes sanitaires, registres d'expédition par rail et par la route (Héral et Deslous-Paoli 1985). L'analyse et la validation des données brutes conduisent à retenir finalement la série représentée sur la figure 7.2. Cette analyse des données a également montré que les statistiques officielles étaient de mauvaise qualité. Le système de collecte et de traitement utilisé jusqu'à présent demande à être sérieusement révisé.

Parallèlement, la compilation d'observations passées permet de constater, aussi bien pour l'huître portugaise que pour l'huître japonaise, un déclin marqué du taux de croissance (fig. 7.3) et une augmentation simultanée du taux de mortalité chronique (hors mortalités par des agents pathogènes).

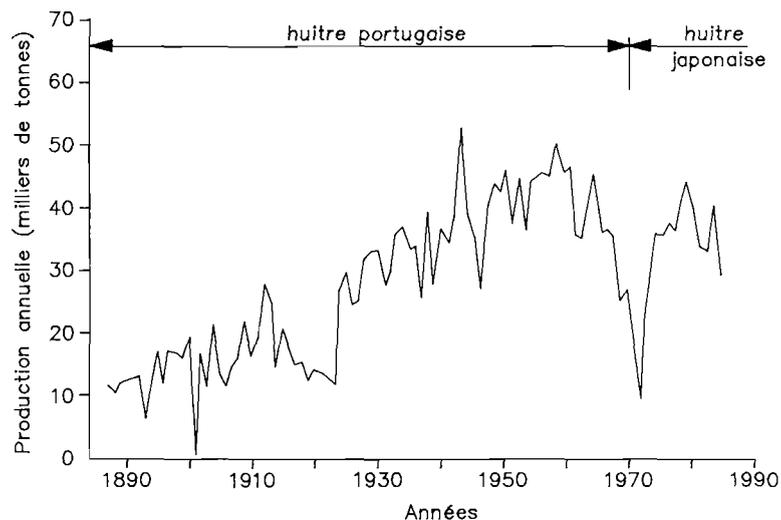


Figure 7.2 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : évolution de la production annuelle d'huître creuse adulte au cours du siècle écoulé (d'après Héral *et al.* 1986a).

L'effectif de la production de chaque classe d'âge est calculé à partir des productions annuelles estimées et des courbes de croissance aux mêmes périodes. A ce nombre on ajoute la mortalité de la classe d'âge. Le poids des huîtres l'année précédente est déterminé à l'aide des courbes de croissance, ce qui permet d'estimer la production de la classe d'âge précédente. La biomasse annuelle est égale à la somme des productions de l'année des différentes classes d'âge. Un calcul interactif permet, par le même procédé, de recalculer les biomasses annuelles pendant toute la période considérée (fig. 7.4).

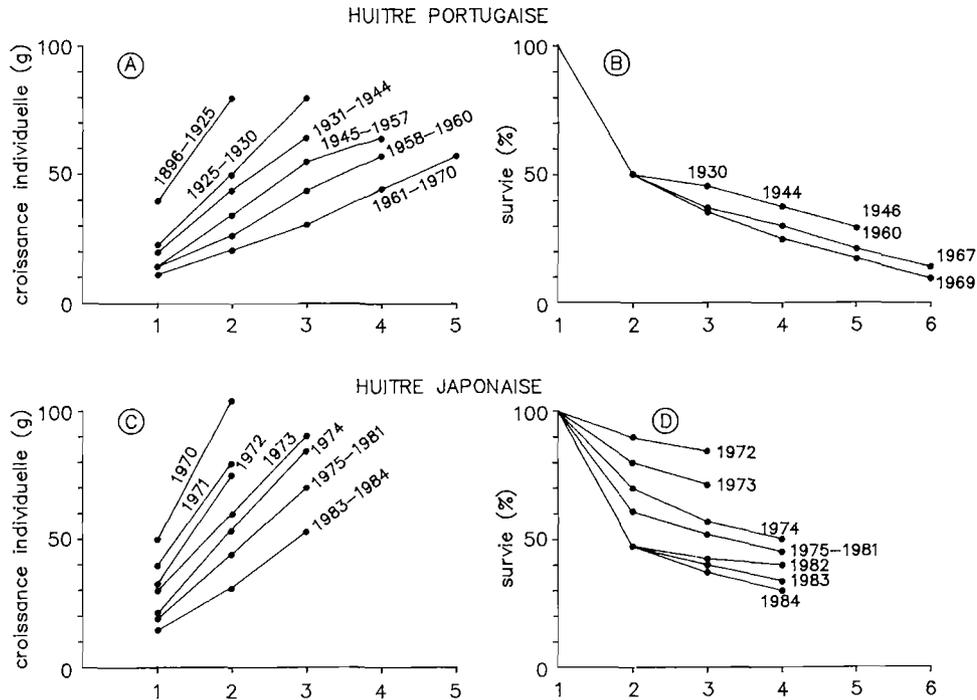


Figure 7.3 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : courbes de croissance pondérale (g) des huîtres portugaise (A) et japonaise (C), et pourcentages de survie des huîtres portugaise (B) et japonaise (D), à différentes périodes (d'après Héral *et al.* 1986a).

Pour valider les estimations des biomasses ainsi obtenues, celles-ci ont été comparées à la surface des concessions octroyées sur le domaine public maritime. Cette comparaison indique que, selon les années, le taux d'occupation des concessions varie entre 50 % et 60 % pour la culture de l'huître portugaise. De même, pour l'huître japonaise, les biomasses estimées selon la méthode de calcul précédente sont conformes à celles obtenues par échantillonnage depuis 1984.

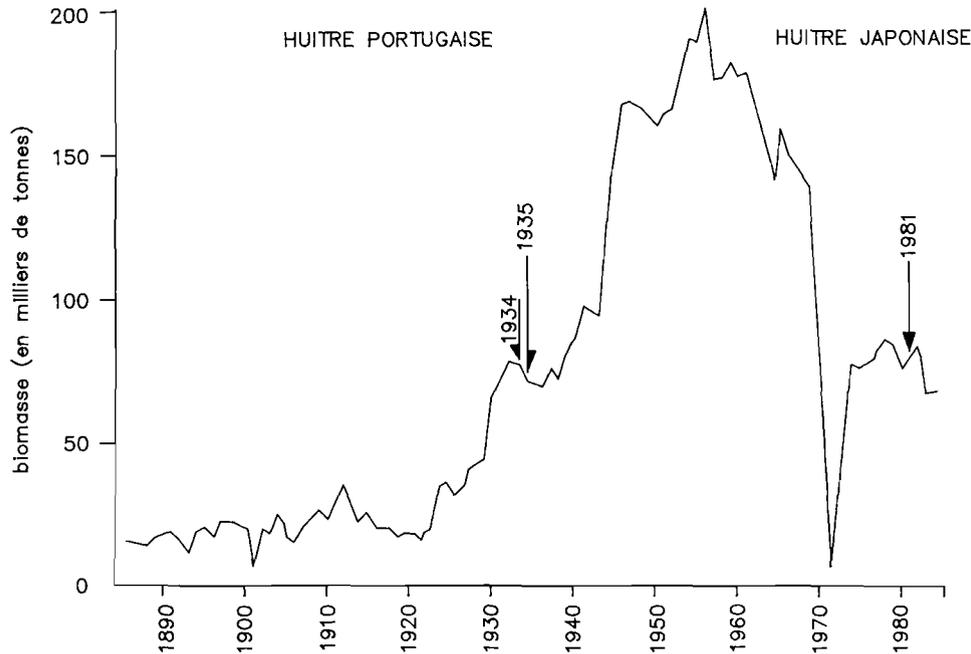


Figure 7.4 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : évolution de la biomasse totale calculée d'huîtres cultivées (d'après Héral *et al.* 1986a).
L'épizootie de l'huître portugaise au début des années 1970 a conduit à la substitution de cette espèce par l'huître japonaise.

La relation entre la production et la biomasse montre qu'au delà d'une certaine biomasse, la production tend à plafonner vers 40 000 tonnes. Ce palier correspond à la capacité trophique du bassin pour la culture d'huître (fig. 7.5). La courbe de production du bassin peut être représentée par une fonction exponentielle de la forme.

$$P = P_{\max} (1 - e^{-KB})$$

dans laquelle P_{\max} est la production maximale du bassin et B, la biomasse moyenne annuelle en élevage.

Pour le bassin de Marennes-Oléron, les estimations suivantes ont été obtenues :

	Huître portugaise	Huître japonaise
P_{\max}	41 900 tonnes	42 500 tonnes
K	0,026	0,029

Parallèlement, le rapport production sur biomasse (P/B) suit, en fonction de la biomasse, une exponentielle négative, traduisant la baisse régulière du rendement.

La valeur des paramètres P_{\max} et K des bassins va différer selon les potentiels trophiques des bassins, tels qu'ils résultent des flux entrants, de la circulation résiduelle des courants, des apports en sels nutritifs et de la biomasse primaire autochtone et allochtone. Ainsi, les estimations de K et de P_{\max} sont respectivement de 0,043 et 17 800 tonnes pour le bassin d'Arcachon (Deltreil com. pers.). En outre, dans ce bassin, les relations production/biomasse font apparaître des périodes de rendement nettement inférieur ; ces chutes correspondent à des périodes de pollution du milieu : rejets d'une usine de cellulose : 1955-1960 ; peintures à base de sels organostanniques : 1977-1981.

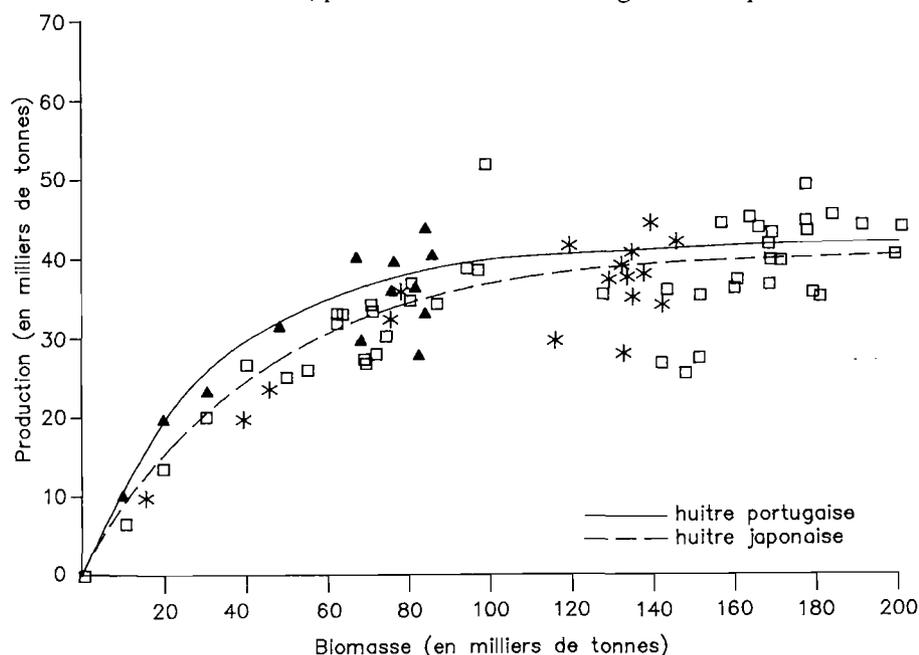


Figure 7.5 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : évolution de la production annuelle en fonction de la biomasse cultivée pour l'huître portugaise (□), l'huître japonaise (▲) et l'huître japonaise en équivalent d'assimilation de l'huître portugaise (*) (d'après Héral *et al.* 1986a).

En fonction de leurs besoins énergétiques spécifiques, la production maximale pourra être atteinte pour des biomasses différentes selon les espèces cultivées. Ainsi, à biomasse égale, l'huître japonaise assimile 1,7 fois plus que l'huître portugaise (Héral *et al.* 1986a). Si l'on veut comparer l'effet de ces deux espèces sur le même écosystème, il faut alors tenir compte de cette différence.

Parallèlement, lorsque dans un écosystème exploité on souhaite diversifier la production, l'utilisation de la productivité du bassin par les différentes espèces de mollusques doit être étudiée ; cela implique la connaissance de leurs demandes énergétiques respectives. Ceci permet de raisonner non plus seulement en termes de performance zootechnique d'une filière, mais également d'optimisation de la consommation plurispécifique de la production trophique naturelle d'un bassin conchylicole.

5. Modèle analytique

La modélisation des relations cheptel/écosystème cultivé vise, à partir de lois déterministes simples, éventuellement semi-empiriques dans un premier temps, à décrire, puis à prédire l'évolution des caractéristiques majeures d'un bassin conchylicole. La construction de modèles trophiques de ce type requiert initialement un approfondissement des connaissances sur les transferts de matière organique, exprimés en flux d'énergie ou en flux de carbone, d'azote ou de phosphore à travers les différents compartiments du système. Dans un deuxième temps, l'évaluation statistique permet de hiérarchiser les principales variables et les compartiments qui contrôlent l'écosystème. Les fonctions qui lient ces variables devront être déterminées. Ces variables seront forçantes si l'on ne maîtrise pas les lois qui les déterminent, et d'état dès qu'une loi, si possible autre que statistique, permet d'en calculer l'évolution. La validité du modèle dépendra de la sensibilité et de qualité des lois représentées, ainsi que de la précision des observations des variables forçantes.

Pour pouvoir coupler les différentes équations représentant les compartiments physiques, pélagiques et benthiques, les échelles de temps utilisés devront être compatibles. La périodicité de l'échantillonnage des variables forçantes sera choisie en fonction des échelles retenues.

La mise au point d'un tel modèle reste encore du ressort de la recherche cognitive, car tous les concepts et les lois qui le sous-tendent ne sont pas encore maîtrisés.

5.1. Capacités trophiques des eaux et de l'interface eau-sédiment

Le bassin de Marennes-Oléron est un milieu estuarien macrotidal dans lequel la matière en suspension présente une grande variabilité. Pour cette raison, définir une stratégie d'échantillonnage qui permette de représenter l'évolution temporelle du système n'est pas chose facile. La stratégie retenue pour l'échantillonnage hydrobiologique a consisté en un prééchantillonnage spatio-temporel de 15 stations. L'analyse des variances a montré que, pour certains secteurs et certaines variables, la variabilité journalière est du même ordre que la variance saisonnière. Par une analyse en composantes principales, des secteurs d'homogénéité relative pour les variables considérées ont pu être définis. L'échantillonnage finalement retenu représente un compromis entre le coût et les objectifs de modélisation (Héral *et al.* 1983) :

- variation spatiale : suivi ponctuel aux limites océaniques et estuariennes, en morte eau et en vive eau (fig. 7.6) ;
- variation temporelle : suivi d'une station centrale représentative de l'hydrologie des secteurs conchylicoles, en morte-eau et en vive-eau, à raison d'un prélèvement toutes les heures pendant un demi-cycle de marée.

Le suivi spatial a porté sur 12 ans et le suivi temporel fin sur 4 ans.

Quatre sources de variation expliquent les cycles des traceurs particuliers : gradient vertical, cycle horaire de la marée (période de 12 h 30), coefficient de marée et tendance saisonnière (période d'un an) (Héral *et al.* 1987). Une analyse de variance sur les différents composants du seston et de l'énergie particulaire assimilable, réalisée en 1979 et 1980, a permis de hiérarchiser les effets des différentes perturbations en fonction des niveaux de signification de trois facteurs : date, type de marée (morte eau ou vive eau) et hauteur du prélèvement (Bacher *et al.* sous presse).

Quelles que soient l'année et la variable étudiées, on constate une interaction entre la date et le coefficient de marée, avec des différences relativement faibles entre surface et fond. Le cycle morte-eau - vive-eau explique une part importante de la variabilité observée. Les phénomènes météorologiques (influence du vent notamment), qui agissent sur le transport et la remise en suspension des particules, ou de type saisonnier, tel le bloom phytoplanktonique, expliquent une partie de l'interaction et de

la tendance saisonnière. La combinaison des effets saisonnier et tidal, et de leur interaction, explique environ 80 % de la variabilité totale mesurée pendant le cycle de marée.

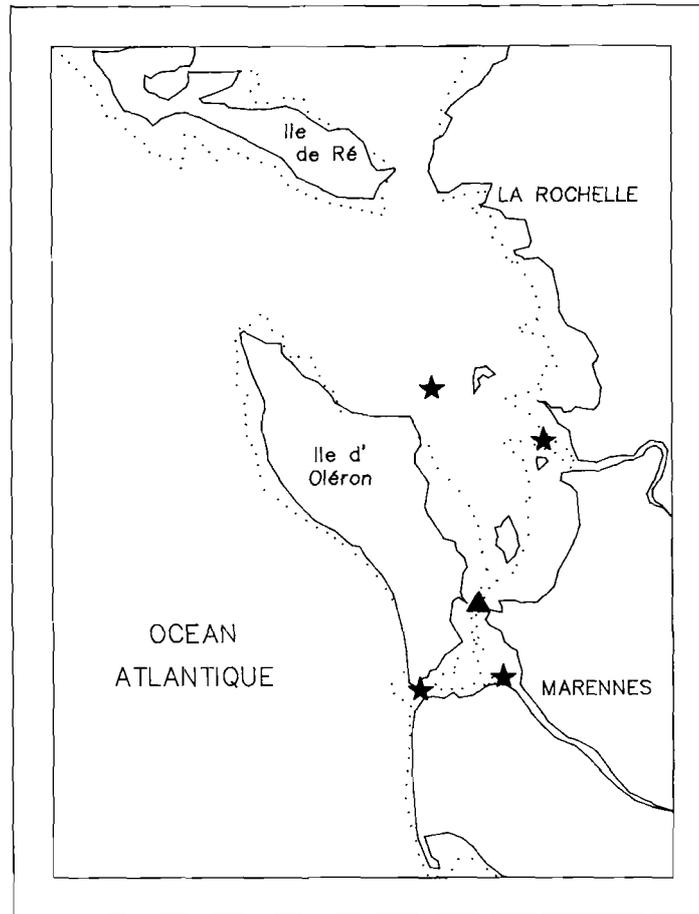


Figure 7.6 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : localisation des stations hydrobiologiques : variation spatiale et temporelle.

La mesure en continu de la charge sestonique par néphélogétrie, et de la biomasse phytoplanctonique par fluorimétrie, permet d'acquérir un signal correspondant à la population à échantillonner. Ainsi, un échantillonnage systématique sur une périodicité horaire permet d'obtenir une moyenne journalière, d'une précision supérieure à 10 % au seuil de 95 % (fig. 7.7). De même, un suivi pendant 35 jours consécutifs, avec des prélèvements discrets à basse et à pleine mer, en période du

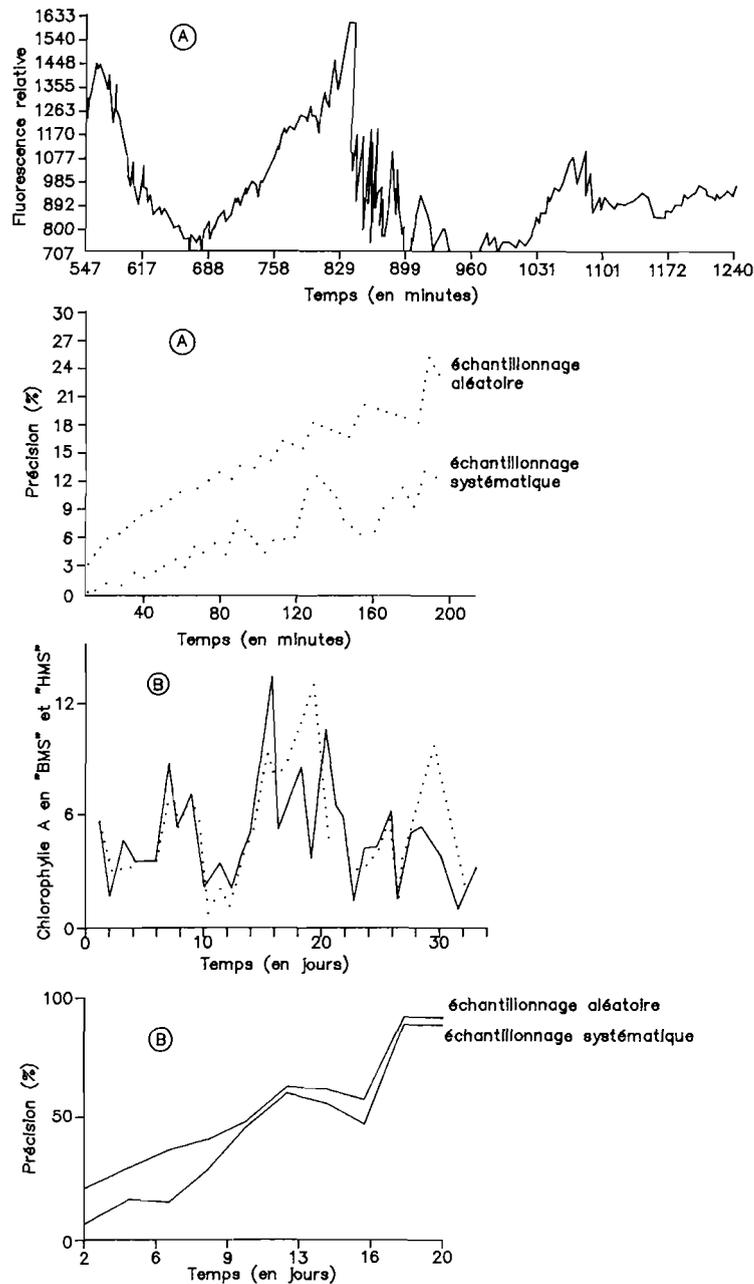


Figure 7.7 - Précision, au seuil de 95 %, de la moyenne intrajournalière du signal (A) en fonction du pas de temps et du type d'échantillonnage. Précision au seuil de 95 % de la moyenne interjours du signal (B) (mensuelle) en fonction du pas de temps et du type d'échantillonnage (d'après Héral *et al.* 1989).

bloom phytoplanctonique maximal, montre, par la même méthode, une variabilité interjournalière importante, en liaison avec les conditions météorologiques et la dynamique propre du bloom. Une précision de 30 % de la moyenne journalière ne peut être obtenue qu'avec un échantillonnage hebdomadaire (Héral *et al.* sous presse).

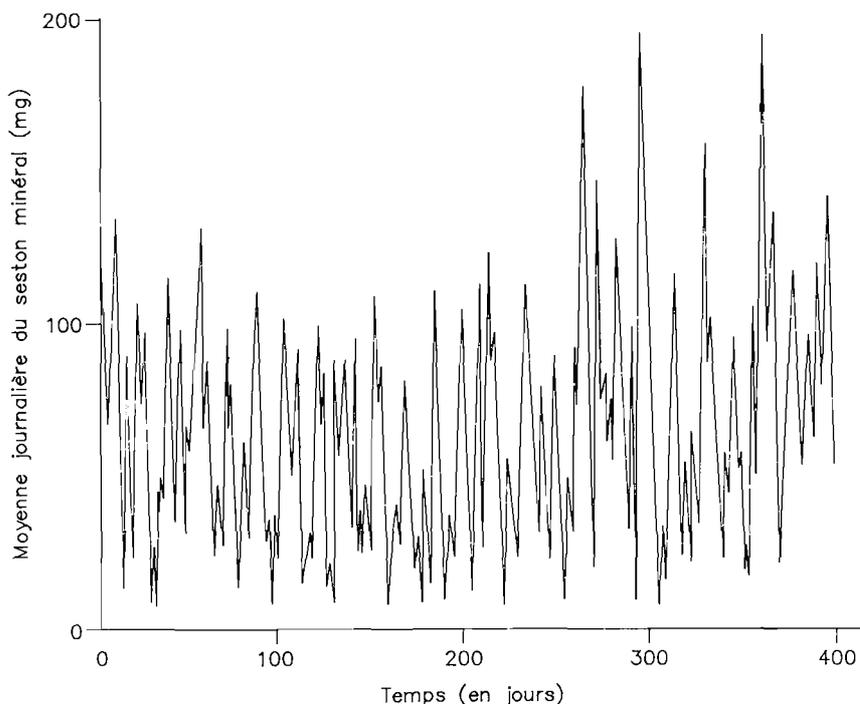


Figure 7.8 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : moyenne journalière du seston minéral ($< 250 \mu\text{m}$) sur le site de Nole, obtenue à l'aide d'un modèle auto-régressif, fonction de la vitesse du vent et de la hauteur d'eau (d'après Gouletquer et Héral sous presse).

Il ressort de cette analyse que, pour déterminer sans biais réducteur la capacité trophique d'un écosystème conchylicole, un effort d'échantillonnage important est initialement nécessaire. Ce travail doit s'accompagner de la détermination des lois décrivant la variabilité, en particulier de la charge sestonique et de la nourriture potentielle particulière disponibles. Pour cela, on a recours à deux méthodes :

- une méthode déterministe, par l'intégration de lois sur la remise en suspension (Raillard, com. pers.), et par la mise au point d'un modèle de production phytoplanctonique (Menesguen en préparation) ;

- en l'absence de lois disponibles, une méthode statistique, pour simuler un cycle des variables hydrologiques ; un modèle linéaire intégrant les effets de la vitesse du vent, du courant, de la houle et de la hauteur d'eau n'explique que 33 % de la variance de la charge sestonique (Héral *et al.* 1987) ; mais l'addition d'un terme auto-régressif permet de prévoir de 55 à 60 % de la variance de la charge sestonique (Bacher *et al.* sous presse, Gouletquer et Héral sous presse) (fig. 7.8).

Pour obtenir une série temporelle de la teneur énergétique du matériel particulaire, on utilise le rapport énergétique du seston ; celui-ci présente une variabilité saisonnière, différente selon la nature du matériel particulaire.

Ce travail montre que la quantité de nourriture disponible varie fortement sous l'effet de facteurs multiples. L'amélioration des connaissances sur les lois de remise en suspension, de sédimentation, de productions phytoplanctonique et phytobenthique devraient permettre, comme c'est le cas actuellement pour les modèles physiques numériques, de s'affranchir à l'avenir de l'élaboration de lois statistiques qui, pour être précises, nécessitent l'acquisition de nombreuses séries de données, à des échelles spatiales et temporelles différentes, pour représenter convenablement l'évolution d'un écosystème.

5.2. Modèle de croissance des huîtres

La mise au point d'un modèle de croissance constitue la deuxième étape de la modélisation couplée du transport de nourriture et de l'assimilation par la population d'huître. Un modèle énergétique de croissance individuelle du poids de chair sèche a été mis au point (Bacher *et al.* sous presse). Basé sur le principe des équations et des lois énergétiques, il donne le bilan entre la partie assimilée de la consommation et la respiration. Ses paramètres diffèrent en fonction du poids initial (W), de la température (T), du seston total (S) et de l'énergie particulaire assimilable de la colonne d'eau (PLG). Les fonctions de représentation sont choisies à partir des résultats expérimentaux et calées, par calcul d'optimisation, sur les données acquises *in situ* pendant deux ans au centre du bassin. L'algorithme utilisé est le "simplex" (Nelder and Mead 1965, Schnute 1982), basé sur la minimisation de la somme des carrés des écarts entre observations et simulations.

En partant de l'expression du taux de croissance :

$$dw/dt = (A - R) \cdot P \cdot T_{im}$$

où W est le poids de chair en kjoules de l'individu,
 A, l'assimilation,
 R, la respiration,
 P, le taux d'énergie utilisé dans le chair et
 T_{im} la fraction journalière d'immersion,

on détermine la fonction d'assimilation suivante :

$$A = a_1 \cdot W^{a_2} \cdot \frac{1}{Ses+So} \cdot a_4 \cdot PLG \cdot \frac{T - T_o}{T_1 - T_o} \exp \frac{T_1 - T}{T_1 - T_o}$$

où $a_1 \cdot W^{a_2}$ est le terme de filtration, avec une relation allométrique indépendante des conditions du milieu pour la gamme de variations étudiée (Deslous-Paoli *et al.* 1987) et

$\frac{1}{Ses + So}$, un taux d'ingestion signifiant que, plus la charge sestonique est élevée, plus la quantité de pseudofèces est importante,

alors que l'assimilation est contrôlée par une courbe en cloche de la température avec un effet inhibiteur pour $T > T_1$ et $T < T_o$, et est fonction de la qualité de la matière organique ingérée (PLG).

La respiration est une fonction du poids sec et de la température (Boukabous 1983) :

$$R = r_1 \cdot W^{r_2} \cdot \exp r_3 T$$

La ponte est injectée comme variable forçante. Elle entraîne une perte de poids qui varie avec les classes d'âge.

Le modèle reproduit bien la croissance de l'huître et est sensible aux paramètres de température et de ponte, qui expliquent respectivement la croissance printanière rapide et le fort amaigrissement estival.

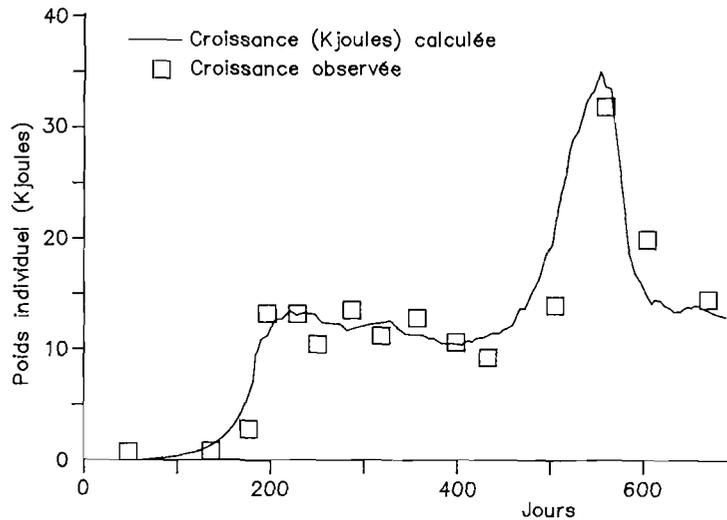


Figure 7.9 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : comparaison entre la croissance individuelle sur deux ans, déterminée par le modèle énergétique, et la croissance observée (d'après Bacher *et al.* sous presse).

5.3. Modèle physique

La capacité trophique d'un écosystème est fonction de la quantité de nourriture immédiatement disponible pour les bivalves. Aussi, pour définir le potentiel de nourriture disponible par cycle de marée, la concentration de nourriture doit être couplée à un modèle physique. Ceci peut être réalisé par la mise au point de modèles "mono-boîte" et "multi-boîtes".

5.3.1. Modèle mono-boîte

Les modèles mono-boîte théoriques doivent tenir compte des temps de résidence des masses d'eau dans le bassin. Ainsi, Bacher *et al.* (sous presse) ont proposé l'équation :

$$V \cdot \frac{d_c}{d_t} = F \cdot (C_0 - C) - \sum A_i \cdot N_i$$

où V est le volume du bassin,
 F, son débit résiduel,
 C(t), la concentration de nourriture particulaire exprimée en énergie dans la boîte,
 C₀(t), la concentration en amont,
 A_i, l'assimilation d'énergie par les N individus d'âge i constituant la biomasse.

Les simulations sont effectuées en faisant varier l'effectif total des individus, avec comme hypothèse que la concentration de la nourriture en amont est indépendante de la biomasse de mollusques. Cette méthode montre qu'une augmentation du stock se traduit par une diminution sensible des performances de croissance (fig. 7.10) ; un stock de 100 000 tonnes assimile, pour sa croissance tissulaire, 7 % de l'énergie disponible (fig. 7.11).

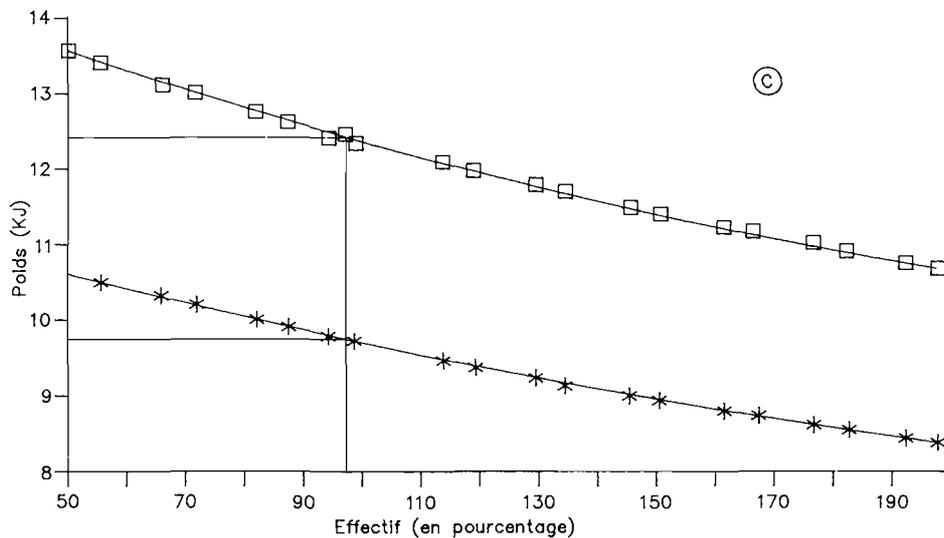


Figure 7.10 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : modèle mono-boîte : influence de l'effectif de la population d'huître japonaise sur la production individuelle après 1 an (*) et 2 ans de croissance (□).

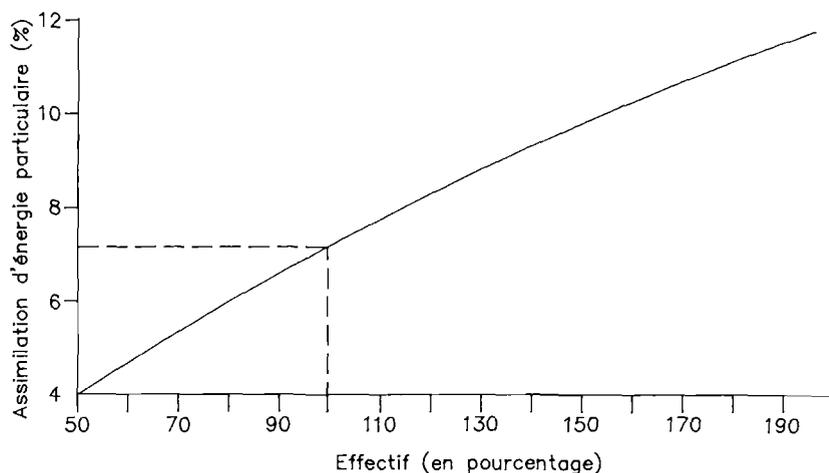


Figure 7.11 - Modèle mono-boîte : influence de l'effectif de la population d'huître japonaise sur l'assimilation de l'énergie particulaire pour la croissance tissulaire (d'après Bacher *et al.* sous presse).

Par contre, la comparaison des résultats obtenus avec le modèle global et d'observations expérimentales d'écophysiologie, compte tenu de la quantité d'énergie disponible dans le bassin en fonction de son volume et du temps de résidence de l'eau, montre qu'un stock de 90 000 tonnes filtre pendant le temps de résidence de la masse d'eau (5 jours) 150 % du volume d'eau du bassin et assimile 44 % de l'énergie disponible pour la production des tissus gonadique et somatique et la production de la coquille (Héral *et al.* 1988).

5.3.2. Modèle multi-boîtes

Le modèle multi-boîtes a déjà été utilisé pour décrire les relations trophiques en milieu côtier (Cloern 1981, Keizer *et al.* 1987). Il représente un compromis entre les exigences de validité du modèle et de simplicité de son élaboration. Sa structure doit rester cohérente avec l'échelle spatio-temporelle des phénomènes considérés (Bacher 1989). Le modèle de transport simule les apports de matière particulaire dans une structure en boîtes. L'échelle de temps retenue pour les mécanismes biologiques étant la journée, la trajectoire résiduelle lagrangienne d'une journée fixe la dimension des boîtes (fig. 7.12).

La dispersion est introduite à l'aide d'un terme de transport proportionnel à la différence de concentration entre les boîtes et à l'excursion de marée, estimée à partir des résiduelles eulériennes à la frontière.

L'équation de transport s'écrit :

$$V_i \cdot \frac{dC_i}{dt} = \sum Q_{ij} C_j + k_{ij} \frac{C_j - C_i}{D_{ij}} - A$$

dans laquelle C_i , C_j sont les concentrations dans les boîtes i et j ,
 V_i , le volume de la boîte i ,
 Q_{ij} , le débit résiduel entre les boîtes i et j ,
 K_{ij} , l'excursion de la marée,
 D_{ij} , la distance entre les centres des boîtes i et j et
 A , l'assimilation.

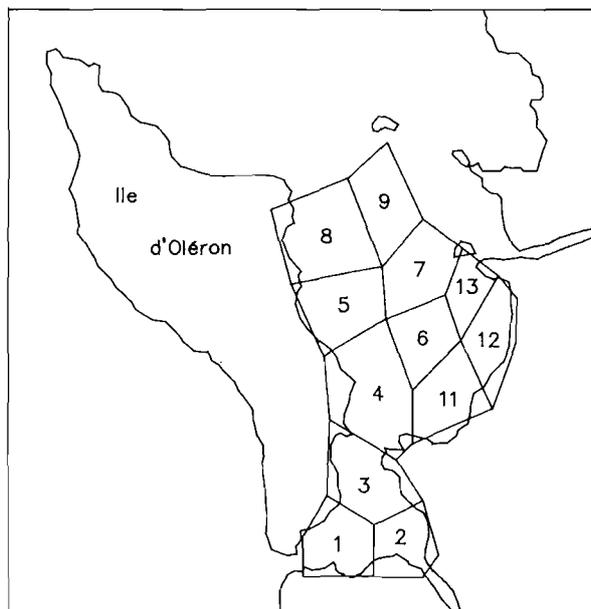


Figure 7.12 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : définition des boîtes et des limites du modèle multi-boîtes.

Le modèle de transport est calé à l'aide des séries chronologiques de salinité aux frontières et au centre du bassin.

Le couplage du modèle de transport et du modèle biologique se fait en introduisant dans chaque boîte la biomasse présente et sa composition en classes d'âge. Les compétiteurs les plus importants - moule, coque, palourde - sont introduits comme variables forçantes (Sauriau 1986). Leur effet sera fonction de leur biomasse et de leur taux spécifique d'assimilation unitaire ; les estimations de ces taux sont tirées de la littérature. Le modèle simule les croissances individuelles des huîtres dans les différents secteurs du bassin. Il aboutit à la conclusion que les compétiteurs jouent un rôle négligeable, ce qui n'est pas pour surprendre compte tenu de la faiblesse des biomasses des populations sauvages par rapport à celle du cheptel cultivé.

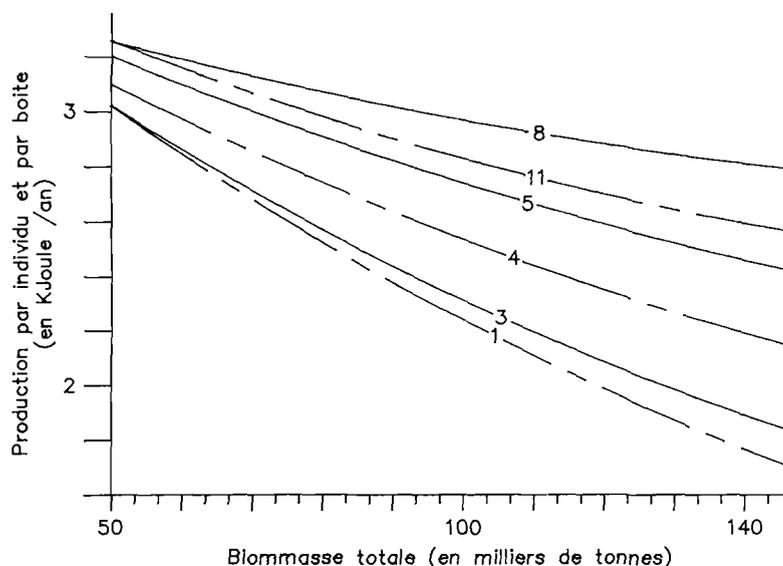


Figure 7.13 - Bassin Marennes-Oléron (France) : résultat du modèle analytique multi-boîtes : simulation de l'évolution de la production annuelle par individu et par boîte.

En considérant que le flux advectif est nettement dominant par rapport au flux dispersif et en supprimant les termes dispersifs aux limites du modèle, une série de simulations permet de voir comment réagit la croissance individuelle des huîtres dans les différentes boîtes en fonction d'une modification, de 50 000 à 140 000 tonnes, de la biomasse totale, sans modification de sa répartition spatiale relative. Le déclin des performances de croissance est inégal selon les secteurs ; un gradient Nord-Sud marqué, conforme à la direction des résiduelles lagrangiennes, apparaît. Ce gradient est du même ordre de grandeur que celui observé directement sur les populations :

l'augmentation de la biomasse a un impact plus marqué au fond (sud) du bassin, où les croissances sont les plus faibles, et les mortalités les plus fortes (Bodoy *et al.* 1988, fig. 7.13).

Ce modèle rend compte des mécanismes suivants :

- transport par advection-dispersion de la nourriture particulaire dont les concentrations sont introduites aux limites ;
- lois de consommation, d'assimilation et de respiration pour l'huître japonaise ;
- mortalités réparties sur l'année pour 2 classes d'âge ;
- biomasses des populations sauvages de mollusques compétiteurs.

Par contre, ce premier modèle analytique admet, par manque de connaissances, un certain nombre d'hypothèses simplificatrices :

- pas de régénération de la production primaire dans les boîtes ;
- pas de sédimentation et de remise en suspension de la nourriture particulaire ;
- les fèces et pseudofèces restent intégralement en suspension et sont régulièrement réassimilées ;
- les substances organiques dissoutes ne sont pas prises en compte dans les différents maillons du modèle.

Ces hypothèses indiquent les recherches à développer pour rendre le modèle analytique plus réaliste. Dès à présent, un modèle sédimentologique est à l'étude. Parallèlement, son couplage avec un modèle de production primaire est en cours de réalisation. Par ailleurs, le modèle de croissance de l'huître devrait être plus déterministe. La détermination des différents coefficients entrant dans le taux d'ingestion et le taux d'absorption doit faire l'objet de protocoles expérimentaux afin de déduire des lois prédictives.

La comparaison des résultats obtenus à l'aide de ces trois méthodes (modèle global, modèle analytique mono-boîte, modèle analytique multi-boîtes) aboutit à des conclusions convergentes quant à l'existence de phénomènes très marqués de densité-dépendance se traduisant par une forte interaction entre la biomasse totale des mollusques et leur croissance individuelle (fig. 7.14). Le modèle analytique multi-boîtes

permet en outre de localiser les secteurs où l'impact de l'augmentation générale du stock est le plus sensible.

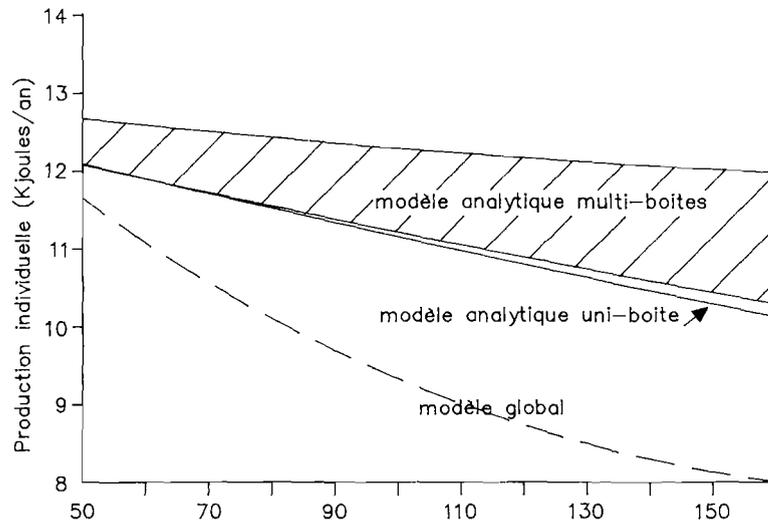


Figure 7.14 - Bassin de Marennes-Oléron (France) : comparaison des relations entre la production individuelle en fonction de la biomasse totale cultivée, obtenues avec les différents modèles.

Par rapport aux modèles analytiques, le modèle global indique une baisse plus rapide de la production individuelle en fonction de la biomasse cultivée. Pour analyser cette divergence, il faut se rappeler que les deux ensembles de modèles diffèrent non seulement par leur conception, mais aussi dans la prise en compte des effets des pratiques culturales. Les modèles analytiques admettent une densité uniforme optimale des élevages (200 huîtres/m^2) : les modèles ont été calés sur cette hypothèse. Par contre, parce qu'il est synthétique, le modèle global rend implicitement compte des pratiques culturales effectives (différences locales de densité, rotation des élevages, ...) qui se traduisent par des pertes de performance (croissances plus faibles, mortalités plus fortes). Ainsi, le secteur de Lamouroux (nord du bassin) n'est ouvert à l'élevage que de juillet à octobre. A cette période, des transferts de cheptels sont effectués entre les secteurs moins performants (sud) et certains bancs situés plus au nord. La durée d'élevage (4 ans) nécessaire à l'obtention de la taille commerciale ne peut donc pas être comparée directement à ce que prédit le modèle analytique, dont les résultats sont par ailleurs affectés par les hypothèses simplificatrices ci-dessus indiquées.

6. Conclusion

Les recherches en cours ont mis en évidence plusieurs phénomènes de première importance pour l'optimisation de l'exploitation d'un bassin conchylicole, à partir du moment où le captage d'une espèce est maîtrisée. La culture se développe jusqu'à ce qu'elle soit freinée par l'apparition de phénomènes de densité-dépendance. Comme dans la pêche (chapitre 2), et plus généralement dans l'utilisation des écosystèmes dont la production est naturellement limitée et où l'accès reste mal régulé (chapitre 19), la compétition pour la ressource - en l'occurrence, la capacité trophique du bassin - se traduit par des ensemencements excessifs de naissain par les ostréiculteurs. La biomasse en élevage résultante finit par dépasser le niveau optimal, tel qu'il peut être défini sur la base de critères économiques et sociaux appropriés (chapitres 13 et 18). Au niveau de la ressource, les effets de la surcharge se manifestent par :

- une stagnation de la production globale, malgré (ou plutôt à cause de) l'accroissement des biomasses ;
- une baisse de productivité (par unité de surface des concessions et par unité de biomasse) ;
- un allongement appréciable de la durée des cycles d'élevage ;
- une élévation des mortalités courantes, l'affaiblissement des huîtres les rendant moins aptes à surmonter les conditions hydroclimatiques extrêmes, estivales et hivernales ;
- la possibilité d'un risque accru d'apparition d'épizooties, éventualité qui n'est cependant pas encore établie (chapitre 11).

Pour déterminer les niveaux optimaux de biomasse et de production totale, il y a lieu de traduire les modèles biologiques en modèles bio-économiques (chapitre 13), de façon à disposer des critères appropriés d'optimisation (maximisation des richesses, de l'emploi, ...). Un tel travail est actuellement en cours.

Toutefois, à l'examen des résultats déjà acquis, il n'est pas besoin d'une telle analyse dans un premier temps pour reconnaître l'intérêt d'une réduction de la biomasse en élevage. Outre les avantages à en attendre au niveau des performances de production du stock et de sa conservation, on obtiendrait, sans réduction notable de la valeur totale de la production, une réduction substantielle des coûts de production, totaux et par entreprise et, donc, une augmentation importante des bénéfices nets, une plus grande stabilité de la production et une réduction des risques de mortalité.

La difficulté que pose la régulation de l'exploitation d'un bassin conchylicole se situe au niveau des mécanismes d'allocation des droits d'usage. L'insuffisance des institutions à cet égard se traduit par la divergence bien connue entre la motivation immédiate des entreprises individuelles et leur propre intérêt collectif ; en accroissant son propre cheptel chaque entreprise cherche à s'approprier une part accrue de la capacité biotique limitée du bassin et du surprofit (rente économique) qui s'y attache. Jusqu'ici la régulation de l'accès à l'utilisation de cette ressource naturelle s'est faite par l'allocation des concessions, mais celles-ci ne sont qu'une matérialisation très imparfaite de la ressource naturelle disponible : une biomasse très supérieure à celle que peut supporter la capacité biotique du bassin peut êtreensemencée sur la surface totale des concessions allouées, elle-même inférieure à l'aire du bassin. Le partage d'une biomasse maximale prédéterminée permettrait un bien meilleur ajustement à la capacité trophique. Ceci pose la question des mesures techniques de surveillance sur lesquelles l'expérience manque encore. Cela pose aussi le problème du choix des mécanismes d'allocation, de transfert et de retrait de droits individuels quantitatifs d'exploitation (chapitre 15). Jusqu'à récemment ceux-ci étaient attribués par décisions de commissions dites des cultures marines, présidées par l'administration et opérant au niveau de chaque bassin. Depuis 1986, le principe du recours à des mécanismes économiques (prix et marché) a été admis, entérinant ainsi des pratiques occultes antérieures.

Même si l'adoption de solutions adéquates à ces questions difficiles sur les plans écologique, économique et légal demandera nécessairement du temps, les recherches sur la capacité biotique des bassins ont déjà contribué à faire émerger au sein de la profession un accord sur la nécessité d'une régulation du cheptel. En effet, la surcharge actuelle a déjà des conséquences sérieuses sur la survie des entreprises. Cette charge induit dès à présent les temps de croissance les plus longs de France, voire du monde, pour l'huître japonaise (Héral et Deslous-Paoli 1985). Si la tendance à l'augmentation des stocks, favorisée par les forts captages de 1982 à 1985, se poursuit, les conditions seront réunies pour une nouvelle crise. Les coûts d'exploitation déjà élevés sont encore alourdis par le morcellement des exploitations, le faible développement de la mécanisation et la durée des temps d'accès aux parcs.

Comme dans la pêche, la régulation des cheptels nécessite un suivi régulier des biomasses, des cheptels et des productions. Le droit à l'exploitation d'une ressource collective devrait impliquer pour les ostréiculteurs la responsabilité de fournir des données (déclaration de production, des rendements) indispensables à la maîtrise des dimensions collectives de l'exploitation du bassin. La participation directe des ostréiculteurs à cet aménagement au sein d'une commission chargée, avec l'administration, de définir et d'appliquer des plans de gestion du bassin devrait faciliter leur participation au suivi des cheptels, aux analyses d'optimisation et à l'application des plans d'aménagement (chapitres 11 et 15).

Enfin, en milieu côtier soumis à des perturbations multiples de l'environnement, il est nécessaire de pouvoir quantifier les impacts des aménagements et des apports d'origine anthropique sur la capacité trophique d'une baie ou d'un estuaire, et d'en déduire les conséquences pour l'ostréiculture. Les responsables de l'aménagement côtier devraient disposer d'outils leur permettant de prévoir l'impact d'aménagements concurrentiels. Ces évaluations écologiques pourraient être traduites en termes socio-économiques, susceptibles d'éclairer leurs choix. Devant les risques et les dangers que font planer sur l'avenir de leur activité ces usages concurrentiels des écosystèmes ostréicoles, les conchyliculteurs pourront juger qu'il est de leur intérêt de concourir à l'évaluation du poids économique et social de leur activité professionnelle, des termes de l'optimisation de cette activité au niveau d'un bassin, et de participer activement aux prises des décisions qui conditionnent cette optimisation.

REFERENCES

- Alzieu, C. et M. Héral, 1984 - 'Ecotoxicological effects of organotin compounds on oyster culture'. In G/ Persoone, E. Jaspers and C. Clans (eds.) - 'Ecotoxicological testing for the marine environment'. State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium, Vol. 2 : 187-196.
- Bacher, C., 1985 - 'Production of shellfish production models'. International Seminar on Shellfish Culture Development and Management, La Rochelle, 4-9 mars 1985. *IFREMER DRV* : 347-362.
- Bacher, C., J-P. Baud, A. Bodoy, J-M. Deslous-Paoli, J-P. Dréno, M. Héral, D. Maurer and J. Prou, 1986 - 'A methodology for the stocks assessment of cultivated oysters along the French Atlantic coasts'. *Cons. int. Explor. Mer.*, CM 1986 K : 36, 14 p.
- , -, - 'Capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : couplage d'un modèle physique et d'un modèle biologique'. (en prépar.).
- , -, M. Héral, J-M. Deslous-Paoli et D. Razet. - 'Modèle énergétique uni-boîte de la croissance des huîtres dans le bassin de Marennes-Oléron'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, sous presse.
- , -, 1989 - 'Etude de la capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : utilisation d'un modèle couplé de transport particulaire et de croissance de l'huître *Crassostrea gigas*'. Thèse Univ. Bretagne Occidentale, Brest, 146 p.
- Bodoy, A., J. Garnier, P. Geairon, D. Chagot, H. Grizel, M. Comps, D. Razet et S. Taillade, 1988 - 'Mortalités d'huîtres japonaises sur le banc de Ronce-les-Bains. *IFREMER*, Rapp. int. : 26 p.
- Boukabous, R., 1983 - 'Etude préliminaire des adaptations écophysiologicals de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans la lagune de Oualidia'. Thèse 3ème cycle Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Maroc.

- Carver, C.E.A. and A.L. Mallet, 1989 - 'Assessing the carrying capacity of a coastal inlet in terms of mussel culture'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, (sous presse).
- Cloern, J.E., 1982 - 'Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay?' *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9: 191-202.
- Csirke, J. and G.D. Sharp (eds.), 1985 - 'Rapport de la Consultation d'experts chargés d'examiner les variations de l'abondance et de la composition spécifique des stocks néritiques'. San José, Costa Rica, 18-29 Avril 1983. *FAO Rap. tech. Pêch.*, 29, 1: 102 p.
- Dame, R.F., F. Vernberg, R. Bonnel and W. Kitchens, 1977 - 'The North-Inlet marsh estuarine ecosystem : a conceptual approach'. *Helgol. Wiss. Meeresunters.*, 30: 343-356.
- , ---. and B.C. Patten, 1981 - 'Analysis of flows in an intertidal oyster reef'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5: 115-124.
- Deslous-Paoli, J.M. et M. Héral, 1984 - 'Transferts énergétiques entre la nourriture potentielle disponible dans l'eau d'un bassin ostréicole et l'huître *Crassostrea gigas* âgée de 1 an'. *Haliotis.*, 14 : 79-90.
- , ---., J. Populus, M. L'Herroux et M. Brussieu, 1985 - 'Estimation des stocks conchyliques par télédétection : résultats et perspectives'. *Colloque franco-japonais Océanographie*, Marseille, 16-21 sept. 1985, 7: 39-54.
- , ---., M. Héral, P. Gouletquer, W. Boromthanasat, D. Razet, J. Garnier, J. Prou et L. Barillet, 1987 - 'Evolution saisonnière de la filtration de bivalves intertidaux dans des conditions naturelles. Indices biochimiques des milieux marins'. *Oceanis*, 13: 575-579.
- Dow, R.L., 1972 - 'Fluctuations in Gulf of Maine sea temperature and specific molluscan abundance'. *Cons. int. Explor. Mer*, 34, 3: 532-534.
- , ---., 1981 - 'Influence of sea temperature cycles on the abundance and availability of marine and estuarine species of commerce'. *Oceans 81 Conf. Rec.*, Boston, vol. 2 : 775-779.
- , ---., 1983 - 'Sea temperature and ocean fish abundance cycles'. *Mar. Techn. Soc. J.*, 17, 1: 42-44.
- Fraga, F. and F. Vives, 1961 - 'Retención de partículas orgánicas por el mejillón en los viveros flotantes'. *Reunión sobre Productividad y Pesquerías*, Barcelona, 4: 71-73.
- Glantz, H.M., and J.D. Thompson (eds.), 1981 - 'Resource management and environmental uncertainty'. John Wiley and Sons, New-York, 491 p.
- Gouletquer, P. and M. Héral - 'Evaluation of the trophic capacity of the water and the interface water sediment for the Manila clam "*Ruditapes philippinarum*" in the bay of Marennes-Oleron (France)'. *Estuar. Mar. Coast. Sci.*, (submitted).
- Héral, M., J.M. Deslous-Paoli et J.M. Sornin, 1983 - 'Transferts énergétiques entre l'huître *Crassostrea gigas* et la nourriture potentielle disponible dans un bassin ostréicole : premières approches'. *Oceanis* 9: 169-194.
- , ---., D. Razet, J-M. Deslous-Paoli, J-P Berthomé et J. Garnier, 1983 - 'Caractéristiques saisonnières de l'hydrobiologie du complexe estuarien de Marennes-Oléron (France)'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 46: 97-119.

- , -, J-M. Deslous-Paoli, D. Razet et J. Prou, 1984 - 'Essai de mise en évidence *in situ* de paramètres biotiques et abiotiques de l'eau et de l'interface eau-sédiment intervenant dans la production de l'huître *Crassostrea gigas*.' *Oceanis*, 10: 465-475.
- , -, 1985 - 'Evaluation of the carrying capacity of the molluscan shellfish ecosystems'. International Seminar on Shellfish Culture Development and Management, La Rochelle, France, 4-9 mars 1985. *IFREMER* : 297-318.
- , -, et J.M. Deslous-Paoli, 1985 - 'Analyse historique de la production conchylicole du bassin de Marennes-Oléron (France)'. *Colloque franco-japonais Océanographie*, Marseille, 16-21 sept. 1985, 7: 55-65.
- , -, 1986 - 'L'ostréiculture traditionnelle française'. In G. Barnabé (coord.) 'Aquaculture', Lavoisier, Paris : 345-390.
- , -, J-M. Deslous-Paoli et J. Prou, 1986a - 'Dynamique des productions et des biomasses des huîtres creuses (*Crassostrea angulata* et *Crassostrea gigas*) cultivées dans le bassin de Marennes-Oléron depuis un siècle'. *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1986 F, 41: 22 p.
- , -, J-M. Deslous-Paoli et J. Prou, 1986b - 'Influence du climat sur le recrutement et sur la production d'huîtres (*Crassostrea angulata* et *Crassostrea gigas*) cultivées dans le bassin de Marennes-Oléron (France)'. *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1986 F, 40: 20 p.
- , -, J-M. Deslous-Paoli, J. Prou et D. Razet, 1987 - 'Relation entre la nourriture disponible et la production de mollusques en milieu estuarien : variabilité temporelle de la colonne d'eau'. *Haliotis*, 16: 149-198.
- , -, J-M. Deslous-Paoli et J. Prou, 1988 - 'Approche de la capacité trophique d'un écosystème conchylicole'. *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1988/K, 22: 11 p.
- , -, P. Gouilletquer, D. Razet, J. Prou, B. Ravail and S.Y. Maestrini, 1988 - 'Difficulties in sampling for estimating phytoplankton biomass in estuarine conditions : variabilities and precisions at different temporal scales, in the case of the bay of Marennes-Oléron'. *Marine Microbio. Foodweb, Poster 4,88, GAP 88 Workshop*, La Rochelle, France, (sous presse).
- His, E. et R. Robert, 1986 - 'Développement des velligères de *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon. Etude sur les mortalités larvaires'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 47, 1 et 2: 63-88.
- Incze, L.S., R.A. Lutz and E. True, 1981 - 'Modeling carrying capacities for bivalve molluscs in open, suspended-culture systems'. *J. World Maric. Soc.*, 12: 143-155.
- Keizer, P.D., D.C. Gordon, P. Schwinghamer, G.R. Daborn and W. Ebenhoeh, 1987 - 'Cumberland Basin ecosystem model : Structure, performance and evaluation'. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1547: 202 p.
- Le Dantec, J., 1968 - 'Ecologie et reproduction de l'huître portugaise (*Crassostrea angulata* Lamarck) dans le bassin d'Arcachon et sur la rive gauche de la Gironde'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 32: 237-362.
- Mason, J., 1976 - 'Cultivation'. In B.L. Bayne (ed.) - 'Marine Mussels : their ecology and physiology'. Cambridge Univ. Press : 385-413.

- Menesguen, A. - 'Modélisation de la production primaire dans le bassin conchylicole de Marennes-Oléron (France)'. ICES Symposium on the ecology and management aspects of extensive mariculture, Nantes, 20-23 June 1989 (in prep.).
- Nelder, J.A. and R. Mead, 1965 - 'A simplex method for function minimization'. *Computer J.*, 7: 308-313.
- Rosenberg, R. and L.O. Loo, 1983 - 'Energy flow in a *Mytilus edulis* culture in Western Sweden'. *Aquaculture*, 35: 151-161.
- Schnute, J., 1982 - 'A manual for easy non linear parameter estimation in fishery research with interactive microcomputer programs'. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1140: 1-15.
- Sauriau, P.G., 1986 - 'Les mollusques non cultivés du bassin de Marennes-Oléron. Essai de quantification des stocks'. *Haliotis.*, 16: 527-541.
- Ulanowicz, R.E., M.L. Ali, A. Vivian, D.R. Heinle, W.A. Richkus and J.K. Summers, 1982 - 'Identifying climatic factors influencing commercial fish and shellfish landings in Maryland'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 80, 3: 611-619.
- Widdows, J., P. Fieth and C.M. Worrall, 1979 - 'Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*'. *Mar. Biol.*, 50 : 195-207.
- Wiegert, R.G. and E. Penas-Lado, 1982 - 'Optimal exploitation, by mussel rafts, of the Ria de Arosa, Spain : predictions of a first-generation model'. Proc. workshop Marine Ecosystem Modelling. NOAA : 159-171.

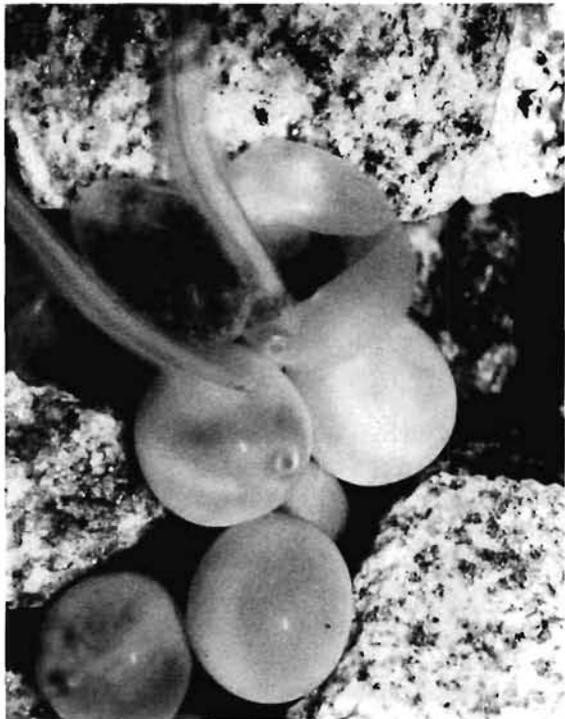


Photo 12. — Ecllosion d'alevins de saumon.
(Cliché Y. Koike - IFREMER).



Photo 13. — Capture de saumons «coho» à leur retour dans un ranch sur le fleuve Columbia (Etats-Unis).
(Cliché Y. Harache - IFREMER).

8 - REPEUPLEMENT ET PACAGE MARIN

DES SALMONIDES MIGRATEURS

Yves Harache et Patrick Prouzet

"Il y a presque un siècle, des tentatives pour forcer la production de saumon par diverses pratiques culturales furent entreprises dans une vague d'enthousiasme pour les écloséries, stimulées par la découverte qu'il était facile de recueillir des oeufs, de les fertiliser et d'élever les alevins... Cependant, il est pratiquement impossible d'établir avec précision le succès de ces efforts, car la plupart furent réalisés à une trop petite échelle et ne procédaient pas d'une démarche scientifique qui eut permis d'en évaluer les effets. Ceux-ci se perdirent dans les fluctuations d'amplitude supérieure des systèmes naturels".

"Apparemment, les différentes espèces et stocks n'exploitent pas l'environnement marin au point que leurs interrelations soient évidentes".

P. A. Larkin, 1979. Pacific salmon.

Yves Harache travaille sur l'aquaculture des salmonidés. Après un séjour aux Etats-Unis, il a lancé les premiers programmes consacrés aux élevages en milieu marin, aujourd'hui conduits en collaboration entre l'IFREMER et l'Institut national de la recherche agronomique (INRA). Il s'est également intéressé aux résultats des programmes de transplantation, notamment de saumons du Pacifique dans l'océan Atlantique. Il dirige depuis 1987 la Station Aquaculture-Pêche du centre IFREMER de Brest.

Chercheur à l'IFREMER, Patrick Prouzet est responsable d'un programme d'évaluation de stocks amphihalins et de leurs pêcheries estuariennes et fluviales. Ses recherches ont porté sur l'écologie et la dynamique des populations de saumon atlantique et les applications au repeuplement et au pacage marin. Il travaille à la Station INRA de Saint-Pée-sur-Nivelle sur des programmes conjoints IFREMER/INRA. P. Prouzet a soutenu devant l'Université de Bretagne occidentale une thèse en océanographie biologique.

1. Introduction

Le recrutement des populations d'organismes marins dépend de l'abondance des reproducteurs, mais aussi de l'environnement qui peut induire une forte variabilité dans le succès des cohortes successives (chapitres 4, 5, 6 et 9). Parmi les divers stocks halieutiques, les salmonidés migrateurs sont, de par leur écologie, extrêmement vulnérables, aussi bien à la dégradation du milieu où vivent les jeunes (rivières), qu'à la surexploitation facilitée par la concentration saisonnière et géographique des adultes. Les populations de saumons ont ainsi connu, très tôt, dans plusieurs régions du globe, une diminution sensible, voire une extinction dans de nombreux bassins fluviaux. La maîtrise, dès le XIX^{ème} siècle, des techniques de reproduction des salmonidés a vite conduit à l'idée que le déversement dans le milieu naturel, d'individus produits artificiellement, permettrait de soutenir les stocks et même de les accroître.

Ce concept a été appliqué aux populations de salmonidés migrateurs, en utilisant d'abord des oeufs fécondés, puis des alevins en fin de résorption vitelline, enfin des alevins ou des juvéniles nourris pendant quelques temps en écloserie. Les rendements de ces essais empiriques sont longtemps restés méconnus : dans la plupart des cas, il s'est avéré impossible d'établir une quelconque relation entre l'effectif des lâchers et l'abondance des stocks à leur retour dans une rivière donnée. Ce n'est que récemment, avec l'amélioration des connaissances sur la biologie, la nutrition, la pathologie, ainsi que sur l'écologie des populations, qu'il a été possible, en suivant une démarche scientifique, d'établir le bien-fondé du concept. Ainsi, au début des années 60, l'impact de lâchers de smolts aptes à la vie marine sur la population adulte d'une rivière donnée fut démontrée simultanément, en Suède sur le saumon atlantique (Carlin 1969), et aux Etats-Unis sur les espèces du Pacifique. Rapidement, l'intérêt économique de telles pratiques d'aménagement fut mis en évidence (Wahle *et al.* 1974, 1978 et Wahle 1981).

Sur ces bases, de nombreux et ambitieux programmes de soutien des populations ont été lancés dans divers pays. Leur succès technique et économique a naturellement conduit au concept de "sea ranching", qu'on peut traduire par pâturage ou pacage marin. La stratégie sous-jacente consiste à s'affranchir artificiellement des limites imposées au recrutement et à l'abondance des populations par la faible disponibilité des frayères et des nourriceries naturelles, pour tirer profit du remarquable potentiel de grossissement des saumons dans le milieu marin et océanique : plus de 95% de l'augmentation de poids des individus intervient en effet pendant la phase marine. On définit ainsi le pacage marin comme: "une pratique aquacole consistant à lâcher dans le milieu naturel des juvéniles d'élevage d'espèces migratrices utilisant, pour leur grossissement, les ressources naturelles de la mer. Fidèles à des itinéraires et à des sites de reproduction, ils sont capturés lors de leur retour, suivant des moyens et dans des conditions à définir" (Anon. 1983).

Cette démarche, faisant appel à l'aquaculture, implique une protection lors des phases critiques que sont la reproduction et le premier développement des alevins.

L'élevage en milieu confiné et protégé (écloserie) permet de soustraire les juvéniles aux contraintes liées à la limitation de la capacité biogénique du milieu dulçaquicole. La phase eau douce en milieu naturel est ainsi court-circuitée. Seul subsiste un surpeuplement transitoire dans les zones de lâcher, juste avant le départ vers les zones marines d'engraissement où les contraintes trophiques sont moins limitantes (chapitre 7). Cette technique permet de s'affranchir des limites et des variations naturelles de la productivité des eaux douces, de pallier une dégradation du milieu (baisse de productivité, inaccessibilité des frayères, ...), d'envisager de dépasser la productivité naturelle d'un système hydrographique donné, voire d'induire une population totalement nouvelle exploitant l'abondance des ressources nutritives de l'océan (Joyner 1976). Parce qu'elle repose sur une alimentation naturelle et gratuite, on la qualifie d'*aquaculture de production*.

Le succès des techniques de production de juvéniles en captivité a conduit, depuis une vingtaine d'années, à étendre la période d'élevage jusqu'à l'obtention de saumons de taille commercialisable. Dans ce cas, la protection est étendue à toute la phase de vie marine (cages flottantes ou bassins à terre) et l'alimentation doit être intégralement fournie par l'éleveur. Il s'agit alors d'une *aquaculture de transformation*. Cette pratique permet de s'affranchir des variations de production liées aux contraintes alimentaires et aux fluctuations du milieu marin (Chadwick 1987). L'intervention humaine croissante se solde cependant par un rendement énergétique (valeur énergétique du produit final/coût énergétique de production) de moins en moins favorable, le pacage marin ayant un rendement double de celui de l'aquaculture intensive (Matthews *et al.* 1976) : la quantité de nourriture nécessaire pour produire un smolt ne représente en moyenne que 1% des besoins nutritionnels totaux requis pour atteindre le stade adulte (Thorpe 1980).

En tant que technique de forçage d'une ressource sauvage, le pacage peut être assimilé à une action de repeuplement. Elle s'en distingue cependant, car la notion de restauration du milieu de production initial (eau douce) devient secondaire, puisque toute la phase de production des juvéniles se fait en milieu contrôlé. On s'affranchit ainsi de la production naturelle et l'on peut induire artificiellement un surpeuplement. Dans le cas particulier des salmonidés, dont la taille de première capture est fixée par leur écologie, un apport constant de juvéniles rend inutile la gestion du stock, à la différence d'une action de repeuplement où l'apport de juvéniles est transitoire, cessant dès lors que l'on juge la population initiale restaurée (chapitre 9, Prouzet et Davaine 1982).

Comme le choix du meilleur mode de production, le test de la réussite d'une opération de pacage se fera sur des critères économiques : la valeur des adultes recapturés devra dépasser le coût de production des juvéniles. On recherchera donc à exploiter au maximum les adultes retournant au site de lâcher, en ne préservant que le nombre nécessaire aux opérations de reproduction en éclosérie. La richesse ainsi créée sera déterminée par : 1) le prix de revient moyen du smolt libéré ; 2) le taux de survie des juvéniles en mer, lequel, avec le taux d'exploitation, détermine le taux de recapture ; 3) le coût des moyens mis en oeuvre pour capturer les adultes, en mer, en rivière ou sur le site de lâcher ; 4) la valeur directe des captures ou de leur usage par la pêche récréative.

2. Cycle biologique des saumons

Les huit espèces de saumon présentes dans l'hémisphère nord se distinguent par leurs caractéristiques écologiques et économiques (ann. 8.1) ; les populations géographiques d'une même espèce diffèrent également. Cependant, un certain nombre de traits communs au groupe se retrouve chez toutes les espèces.

2.1. Caractéristiques écologiques et comportementales communes

Le cycle de vie des salmonidés migrateurs comprend une phase en eau douce et une phase en mer, d'où leur appellation d'amphihalins. Ce sont, en outre, des migrateurs anadromes : les adultes remontent les rivières pour se reproduire ; après une phase en eau douce, les jeunes regagnent la mer où ils croissent rapidement. Ces deux périodes sont séparées par un phénomène particulier, propre aux salmonidés migrateurs, la smoltification. Celle-ci peut être considérée comme une "métamorphose"; elle s'accompagne, en effet, de profondes modifications physiologiques et comportementales, qui transforment le juvénile d'eau douce, appelé "parr", en un poisson apte à vivre dans le milieu marin, le "smolt" (Bocuf 1987). Au préalable, le jeune saumon, ou tacon, subit, alors qu'il est encore en eau douce, des modifications des mécanismes qui régulent son équilibre hydrominéral (Lasserre *et al.* 1978) et lui permettent de vivre en milieu hypertonique. Son comportement change : de territorial et benthique, le jeune saumon devient pélagique et se regroupe en bancs ; il acquiert aussi, transitoirement, un fort comportement migratoire qui fait intervenir divers mécanismes d'orientation dans le milieu marin (Thorpe 1988).

La migration marine est considérée comme une réponse biologique fondamentale à des conditions défavorables (Taylor and Taylor 1977). Elle résulte de processus continus visant à maximiser le confort et la croissance des animaux (Balchen 1979). Elle est le fait d'adaptations progressives aux modifications de l'environnement biotique et physique de l'espèce. La migration prend des formes diverses, selon les espèces et leurs populations. Elle met en jeu des mécanismes de navigation précis (voir les synthèses de Harden Jones 1968, Mc Leave *et al.* 1984 et Mc Kleown 1984). Ceux-ci portent sur l'orientation céleste au cours de la migration de dévalaison (Brannon 1984), l'utilisation des courants océaniques (Neave 1964, Isaksson 1980), l'orientation par rapport au champ magnétique terrestre (Quinn 1984a) ou à la direction principale de la houle (Cook 1984). Si le processus de migration vers les zones d'engraissement est principalement inné, la migration de retour met en jeu un certain apprentissage, acquis pendant les stades jeunes (Brannon 1984).

Toutes les espèces de saumon se caractérisent ainsi par leur capacité à revenir à leur rivière d'origine. Ce comportement de retour ou "homing", commun à la plupart des populations marines (Sinclair 1988), est remarquablement précis chez les saumons. Il leur permet, dans certains cas, de retrouver leur secteur de rivière ou l'affluent originel. Les diverses espèces présentent cependant des différences dans la précision du retour (Quinn 1984b). Le saumon "pink" du Pacifique est celui qui présente le plus fort taux d'errance ou de divagation (Mc Neil 1980). Pour Bakshtansky (1980), ce serait là le reflet de la stratégie démographique particulière de l'espèce. Celle-ci se reproduit invariablement à deux ans. C'est elle qui séjourne en eaux douces le moins longtemps. Chaque secteur de reproduction est donc utilisé alternativement par deux populations indépendantes. L'espèce compense la vulnérabilité dans le temps qui en résulte, par une meilleure utilisation de l'espace, qui se traduit par la production d'un nombre élevé d'alevins, de larges zones d'engraissement en mer, et une moindre précision du retour.

La mémorisation des caractéristiques du site de production initiale s'acquiert en eau douce, surtout durant la migration vers la mer ; elle met en jeu une mémorisation olfactive de l'eau permettant aux individus de retrouver, plusieurs années plus tard, des odeurs connues. Celles-ci peuvent provenir de phéromones, substances métaboliques émises par les juvéniles ou les adultes de la même espèce (Fisknes and Doving 1982), de la présence de molécules du mucus cutané ou de sels biliaires (Hara *et al.* 1984), voire de molécules chimiques, comme la morpholine, qui peuvent être utilisées à l'époque de la smoltification pour conditionner artificiellement les animaux (Hasler *et al.* 1978). Cependant, la mémorisation du site de reproduction comprend aussi une composante héréditaire, mise en évidence chez le saumon "chinook" de la Columbia (Mc Isaac and Quinn 1988). La stratégie du pacage marin repose sur l'utilisation de ce comportement de "homing", sa composante acquise permettant d'envisager également, des transplantations à d'autres systèmes hydrographiques.

2.2. Caractères particuliers des espèces et des populations

Les espèces présentent des différences de préférendum thermique (Brett 1952), expliquant leur ségrégation géographique. Les temps de séjour en rivière et en mer varient selon les espèces et leurs populations. Les saumon "pink" (*Oncorhynchus gorbuscha*) et "chum" (*O. keta*) séjournent le moins longtemps en eau douce (quelques jours à quelques semaines). Cela pourrait représenter un avantage adaptatif dans l'utilisation de la production océanique, puisque ces espèces fournissent plus des trois-quarts de la production mondiale de saumons (on retrouve ici la notion de facteur limitant de la productivité du milieu dulçaquicole). Les saumons "chinook" (*O. tshawytscha*) et "coho" (*O. kisutch*) présentent des caractéristiques intermédiaires, avec un séjour en eau douce pouvant aller de quelques mois à une ou, exceptionnellement, deux ou trois années. Les saumons atlantique (*Salmo salar*) (tabl. 8.1) et "sockeye" (*O. nerka*) séjournent le plus longtemps en eau douce (de 1 an pour les populations les plus méridionales, à 4 ans pour celles au nord de l'aire de répartition) ; ces espèces sont celles qui développent le plus facilement des populations sédentaires dans des systèmes continentaux enclavés, tel le "ouananiche" du Québec ou le "kokanee" de Colombie britannique. Hoar (1976) a tenté de classer ces espèces selon leur degré d'anadromie, et Thorpe (1984) discute les tendances évolutives du groupe des salmonidés sur la base de l'importance et de la précocité de leur phase marine. Ce dernier émet l'hypothèse d'une évolution du groupe à partir d'un ancêtre marin commun, la spécialisation des phases jeunes ne représentant qu'une adaptation à un habitat d'eau douce.

L'ampleur de la migration marine est très variable selon les espèces et les populations considérées. Elle peut varier de quelques incursions brèves et accidentelles en mer pour les espèces non franchement migratrices comme les truites, à un périple marin de plusieurs milliers de kilomètres. Celui-ci peut se dérouler dans la zone côtière (certaines espèces de saumons du Pacifique), ou impliquer de longues migrations trans-océaniques (saumons atlantique, "pink", "chum" et "sockeye").

L'âge de reproduction varie selon les espèces, d'un cycle pratiquement immuable de deux ans pour le saumon "pink" du Pacifique, à des maturations répétées atteintes pour la première fois dès la première année pour certaines espèces, ou seulement au bout de 4 ou 5 ans pour d'autres. Tous les saumons du Pacifique meurent après la ponte, alors que les représentants du genre *Salmo* (saumon atlantique et truites) peuvent se reproduire plusieurs fois. Ces caractéristiques sont d'une grande importance pour le pacage marin, où la valeur unitaire du poisson dépend de sa taille. C'est ainsi que l'on observe chez certaines populations migratrices de truite commune (*Salmo trutta*) et "arc en ciel" (*Salmo gairdneri*), une proportion importante de poissons revenant frayer après un court séjour en mer (groupe d'âge 0+ ou 1+). Certaines espèces reviennent en rivière tout au long de l'année - c'est le cas du saumon atlantique - alors que les espèces de saumons du Pacifique présentent généralement des

remontées groupées, peu de temps avant la reproduction, ce qui facilite la capture et en réduit considérablement le coût.

Tableau 8.1 - Caractéristiques du cycle biologique du saumon atlantique en France (d'après Prouzet et Gaignon 1982).

Mois	mars		Avril		Décembre	
Cycle biologique	naissance		smoltification		reproduction	
Milieu	<-----rivière----->		<-----mer----->		<-----rivière----->	
Durée moyenne des principales phases du cycle	15 à 27 mois				15 à 36 mois	
Dénomination des différentes formes	tacon 1 an	tacon 2 ans	castillon ou "grilse"	petit saumon de printemps	grand saumon de printemps	
Dénomination des classes d'âge	(1)	(2)	(1+)	(2)	(3)	

(*) de l'entrée en rivière à la reproduction

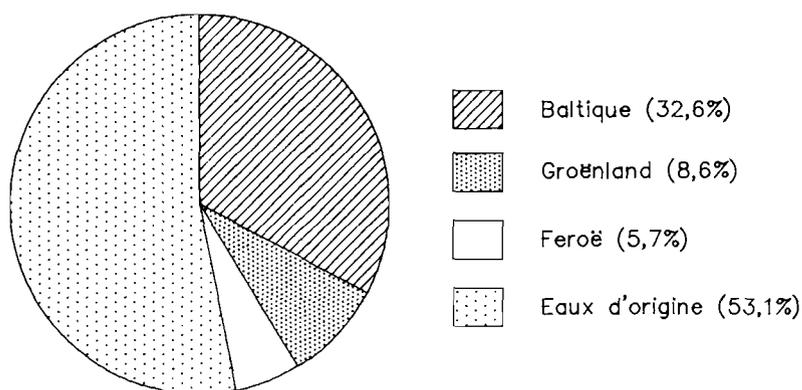


Figure 8.1 - Répartition géographique des captures de saumon atlantique (d'après Anon. 1987).

Le saumon atlantique représente la plus faible part de la production globale. En 1986, 11 137 tonnes (Anon. 1986) ont été capturées, dont plus de la moitié dans les eaux d'origine (fig. 8.1). Les stocks de saumons du Pacifique, beaucoup plus abondants, alimentent une pêche florissante de plusieurs centaines de milliers de tonnes, en haute mer ou sur les zones terminales de migration ("terminal fisheries"). Les apports se situent aux alentours de 700 000 tonnes, ceux-ci représentent plus de 98 % de la production mondiale de salmonidés migrateurs (ann. 8.1), avec des variations annuelles importantes.

3. Objectifs

Le pacage en mer correspond à une production extensive à des fins d'exploitation, par opposition au repeuplement dont la finalité vise à soutenir un stock naturel dont le potentiel reproducteur a été amoindri. En réalité, la distinction n'est pas toujours aussi tranchée : les objectifs du pacage en mer varient selon les pays et leurs contextes socio-économiques ; ils tendent à se confondre avec les finalités du repeuplement, dans des programmes globaux d'aménagement de la ressource.

3.1. Gestion des populations naturelles et réduction de la variabilité du recrutement

Compte tenu de l'organisation des espèces en populations génétiquement indépendantes et de la spécificité de leurs migrations, il est possible en théorie de gérer la ressource naturelle bassin par bassin, en établissant à partir de la relation stock-recrutement de chaque stock, le taux d'échappement nécessaire pour optimiser la production sur une longue période (Ricker 1980). Cependant, il est difficile en pratique d'établir précisément ces relations pour chaque stock, car cela demande des statistiques de pêche fines (Prouzet et Dumas 1987). De plus, la variabilité naturelle des populations peut être trop importante pour que l'information disponible soit effectivement utilisée. D'où une vision assez pessimiste des possibilités de prédiction, sauf à court terme (Scarnecchia 1984, Chadwick 1985) ; même dans ce cas, la liberté de manoeuvre du gestionnaire est réduite par le court laps de temps dont il dispose entre l'évaluation, la prise de décision et son application à la pêche (Prouzet et Dumas 1987). En augmentant régulièrement, par un apport artificiel de juvéniles, le nombre d'adultes revenant dans une rivière donnée, le pacage peut faciliter une gestion qui serait trop restrictive si elle devait se limiter à la population naturelle.

3.2. Conservation ou restauration d'une migration naturelle dans une rivière dégradée

Le pacage marin est une solution couramment utilisée pour maintenir ou rétablir une population semi-sauvage dans des rivières dont la productivité naturelle a été altérée, notamment quand des aménagements physiques empêchent ou limitent l'accès aux zones de reproduction. C'est ainsi que les populations naturelles de certaines rivières suédoises ont été préservées, malgré d'importants aménagements hydroélectriques, par des lâchers permanents de smolts d'écloserie. Leurs captures sont maintenant prépondérantes dans la pêche en mer Baltique (Larsson 1980). Sur la côte pacifique des États-Unis, les populations de "chinook" et de "coho" de la Columbia n'ont été maintenues qu'au prix de lâchers massifs par les écloseries fédérales : aujourd'hui, 60 à 90 % des captures proviennent de smolts d'écloserie (Wahle 1981).

3.3. Forçage de la ressource

Dès lors que des taux de retour appréciables peuvent être obtenus à partir de smolts d'écloserie, avec un rendement économique satisfaisant, il devient possible d'envisager l'augmentation de la production d'un système hydrographique donné par un apport continu de smolts, voire de créer des populations nouvelles destinées à supporter une exploitation quasi totale à leur retour.

Au Japon, un programme national de production d'alevins a permis, dans un premier temps, de maintenir à un niveau acceptable les populations de saumon "chum" de différentes rivières dégradées, tout en permettant une exploitation modérée. Devant le succès de l'opération, un véritable programme de pacage marin, avec des lâchers surdensitaires, a été lancé. Les juvéniles produits dans les écloseries contribuent à entretenir une pêche maritime florissante, dont les apports dépassent sensiblement les niveaux historiques de production naturelle (fig. 8.2).

Enfin, le pacage marin peut être envisagé pour la création de populations nouvelles soit dans la zone naturelle de répartition de l'espèce, soit par transplantation dans une autre région. C'est ainsi que le saumon "chinook", introduit en Nouvelle-Zélande au début du siècle, a donné naissance à des populations acclimatées dans les rivières du sud (Waugh 1980). De même, les saumons "chinook" et "coho" font l'objet

d'une exploitation par pacage marin au Chili, suite à des lâchers continus (Joyner 1980, Boeuf 1986). Dans le New Hampshire, sur la côte atlantique des Etats-Unis, une population totalement artificielle de saumons "coho", destinée à alimenter une pêche récréative côtière, est entretenue par des lâchers annuels de smolts (Stolte 1974, Harache 1988). Les taux de retour obtenus avec cette même espèce introduite aux îles Kerguelen sont conformes aux prévisions de Joyner (1976) : ils permettent d'envisager une exploitation commerciale (Davaine 1987). Cependant, hormis ces quelques cas, les résultats de transplantations hors de la zone naturelle de l'espèce restent encore peu convaincants (Harache 1988).

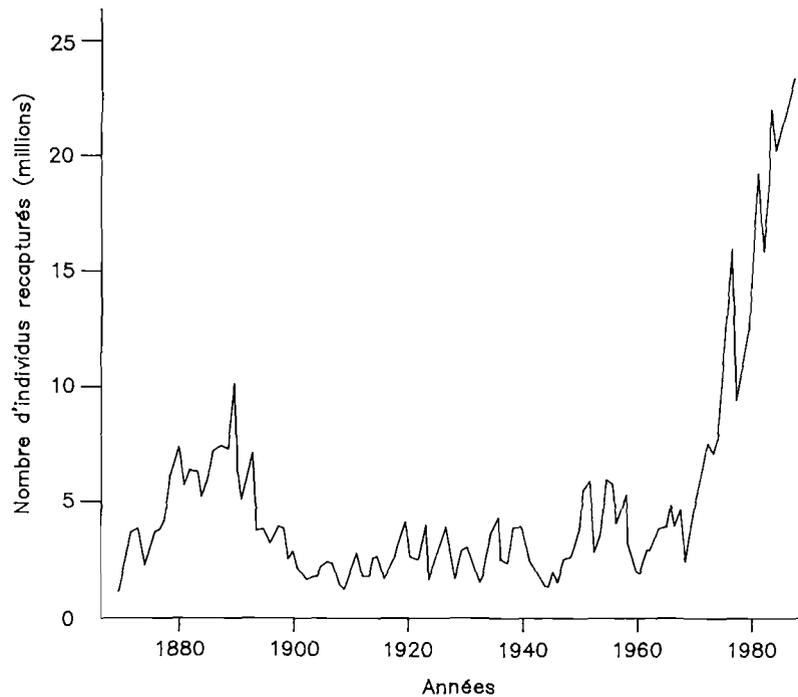


Figure 8.2 - Evolution des captures de saumon "chum" sur l'île d'Hokkaido, Japon (adapté de Kobayashi 1980).

Dans les cas extrêmes, on peut créer artificiellement des cheptels ne dépendant plus des réseaux hydrographiques existants, à partir d'étangs littoraux saumâtres, de bassins alimentés par pompage en zone estuarienne (Orégon), de l'exutoire d'un lac ou d'une source se jetant directement dans la mer par une chute infranchissable, ... Ce récent type d'intervention donne d'excellents résultats en Alaska.

3.4. Modes d'exploitation et allocation de la ressource

L'usage de la ressource prend des formes variables selon les pays considérés. Elle peut être presque exclusivement réservée à une pêche professionnelle en mer (Japon, Alaska), ou privilégier exclusivement la pêche récréative en eau douce (Islande). Les opérations de pacage sont souvent collectives (programmes nationaux de pacage marin), mais peuvent aussi être concédées à des entreprises privées qui bénéficient en contrepartie des coûts qu'ils assurent pour les lâchers, d'un droit exclusif de recapture dans la zone terminale de migration (Alaska, Chili, Islande, Orégon). Souvent, la collectivité garde un accès partiel à la ressource, soit dans la zone côtière, à l'extérieur du secteur de capture exclusive, soit en haute mer. Dans tous les cas, le développement de ce mode d'exploitation dépend directement du régime adopté pour régir l'accès à la ressource, le taux de recapture étant directement affectés par le taux d'interception.

L'importance des déversements de juvéniles dépend de la finalité retenue : quelques dizaines de milliers de smolts de saumon atlantique seraient suffisants pour soutenir une pêche récréative significative et économiquement rentable dans une rivière du Massif Armorican (France), alors que des centaines de millions de juvéniles peuvent être nécessaires pour développer une pêche professionnelle significative à l'échelle d'une région ou d'un pays.

4. Quelques exemples de pacage marin

4.1. Saumon atlantique

4.1.1. Islande

L'Islande dispose de 80 rivières fréquentées par le saumon atlantique (Gudjonsson 1978). L'exploitation s'effectue exclusivement en rivière, à l'aide de filets maillants ou par pêche sportive à la ligne (Gudjonsson 1987) ; la production a été de 330 tonnes en 1986 (Anon. 1987). Contrairement à la situation dans d'autres pays producteurs, les rivières à saumon d'Islande sont restées dans leur état originel. L'absence ou l'impact restreint de la pêche en haute mer et l'abolition presque totale de la pêche côtière et estuarienne créent les conditions nécessaires à un aménagement efficace de la ressource (Mathisen and Gudjonsson 1978).

Afin d'éviter une gestion trop rigide, du fait de l'impossibilité d'établir des relations stock-recrutement précises pour les différentes populations, il a été décidé d'accroître et de réguler les stocks naturels par une production régulière de smolts d'écloserie. Cette action, qui a débuté dans les années 60, a permis de valoriser la forte productivité des eaux islandaises, dans le cadre d'une véritable politique nationale de pacage marin.

Des expériences destinées à tester la technique et à étudier l'influence d'un certain nombre de facteurs zootechniques sur le taux de retour ont été entreprises (Isaksson and Bergman 1979, Isaksson 1982a et b). Parallèlement, une étude économique a montré que le seuil de rentabilité était atteint avec un taux de retour de 7 % pour des lâchers de moyenne importance (200 000 smolts), un taux de retour de 3,5 % étant suffisant pour des déversements d'un million de smolts (Anderson 1979).

L'existence de sites vierges de toute exploitation commerciale et sportive, permet d'envisager le développement d'un pacage privé ; déjà quelques firmes commerciales se sont établies.

4.1.2. Côte atlantique du Canada

Le saumon atlantique remonte les rivières des cinq provinces orientales (Terre-Neuve et Labrador, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Ecosse et île du Prince Edouard). Il est exploité à la fois par des pêcheurs professionnels et plaisanciers. Les prises ont nettement baissé ces dernières années : de 2 000 tonnes en moyenne il y a une dizaine d'années, elles sont descendues à 1 500 tonnes en 1986 (Anon. 1987). La pêcherie, dont la valeur des captures atteint 7 millions de dollars canadiens, supporte 600 emplois directs. Il faut ajouter à ces chiffres une rentrée de 27 millions de dollars en provenance du tourisme halieutique (Anderson *et al.* 1980). Les facteurs responsables de la baisse des stocks sont multiples : dégradation de l'environnement ; réduction des zones de reproduction et de croissance des juvéniles (Anon. 1982) ; réduction de l'effort de pêche : les pêcheries de Terre-Neuve et du Labrador, qui contribuaient pour 88 % aux débarquements totaux, ne représentent actuellement plus que pour 40 % de ceux-ci (Marshall 1987).

Afin d'enrayer cette diminution de la ressource, un projet de gestion globale a été mis en place par les autorités fédérales. La politique d'aménagement porte sur les aspects suivants :

- mise en valeur de la ressource par divers moyens : repeuplement, recolonisation d'habitats dépeuplés ou pacage, de façon à atténuer les effets négatifs de mesures de gestion rigoureuses (par exemple, la réduction du nombre de licences destinée à réduire le taux d'exploitation) ;

- conservation de l'habitat de manière à maximiser la production naturelle ; actuellement, le nombre d'adultes issus du milieu naturel est estimé à 350 000 dans les Provinces Maritimes (Farmer, cité par Saunders 1982) ; il pourrait être porté à 600 000 par des mesures adéquates d'aménagement (Ritter and Carey 1980) ; cela implique leur prise en compte dans les schémas de développement industriel et urbain ;

- conservation de la ressource à un niveau qui permette une production optimale soutenue (correspondant à la quantité annuelle qui peut être prélevée en maintenant la productivité du stock par référence à une courbe stock-recrutement) ;

- priorité à l'exploitation fluviale afin de minimiser les pêches d'interception côtières qui, parce qu'elles exploitent des stocks mélangés, peuvent menacer les stocks les moins productifs ;

- partage de la ressource entre les divers usagers selon des critères propres à chaque secteur de gestion et/ou système fluvial, et selon des critères socio-économiques et biologiques (tantôt prépondérance de l'exploitation commerciale, tantôt du tourisme halieutique) ;

- système de limitation de l'accès à la ressource, afin de réserver les bénéfices de la pêche commerciale aux personnes qui vivent de la pêche.

Ce programme est freiné par le manque de smolts. La production des salmodicultures privées est réservée à l'aquaculture intensive. Les smolts destinés au pacage marin (500 000 à 1 000 000 par an) proviennent exclusivement de piscicultures fédérales ou provinciales. S'ils permettent d'accroître parfois considérablement les stocks, ces lâchers ne portent que sur quelques rivières. Mais, parce que ce programme à long terme est coûteux, un développement rapide de la ressource est nécessaire. C'est à cette condition que son intérêt socio-économique sera démontré. Aussi, les autorités gouvernementales cherchent à intéresser le secteur privé au développement du pacage et de l'aquaculture. Celui-ci pourrait se faire selon un schéma analogue à celui de la figure 8.3 (Prouzet 1984).

Le développement du pacage privé se heurte également à un manque de sites favorables, par suite de l'extension des activités de pêche côtière et de loisir. Dans les zones où ces activités sont intenses, il est peu probable que la rentabilité économique puisse être jamais atteinte pour un entrepreneur privé (un taux de retour voisin de 5 % est nécessaire, Anderson *et al.* 1980). Ces auteurs concluent qu'en l'absence d'aides gouvernementales ou d'une forte réduction du nombre de licences (passage d'une

exploitation collective à une exploitation privée), le pacage privé a peu de chances de se développer sur la côte est du Canada.

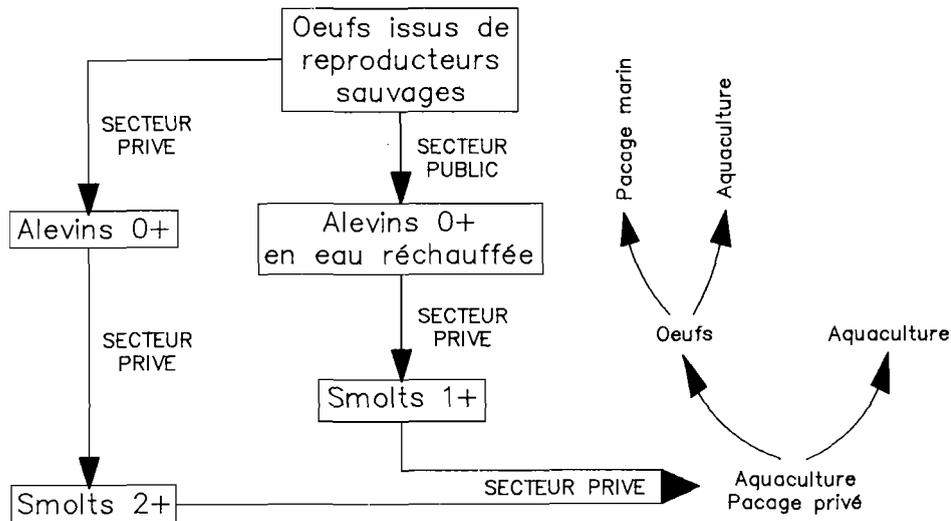


Figure 8.3 - Schéma théorique de production de smolts de saumon atlantique pour le pacage et l'aquaculture dans les provinces maritimes du Canada.

4.1.3. Pacage marin en Baltique

Les stocks de saumon de la Baltique sont exploités par divers pays (Allemagne Fédérale, Danemark, Finlande, Pologne et URSS). En 1986, 3 637 tonnes ont été débarquées, les principaux pays exploitants étant par ordre d'importance la Finlande, la Suède et le Danemark. La majorité des prises se fait en mer. Très peu de saumons (environ 1 % en 1986) sont capturés en rivière (fig. 8.4).

Pourtant, l'échappement global vers les frayères est très faible, dans tous les cas inférieur à 5 % (Anon. 1987). Cela entraîne des difficultés d'approvisionnement en oeufs de géniteurs sauvages, problème que l'on résout par l'élevage de géniteurs en pisciculture (Sumari and Toivonen 1982). Les smolts d'écloserie sont produits essentiellement par la Suède et la Finlande, qui ont relâché 4,1 millions de smolts en 1985 (Anon. 1985). Le rendement moyen est estimé à 550 kg d'adultes recapturés pour 1000 smolts libérés (Larsson *et al.* 1979). Les spécialistes scandinaves estiment qu'à l'heure actuelle, la majorité du recrutement provient des lâchers de smolts de

pisciculture (4,56 millions d'individus d'écloserie pour 0,92 millions venant des stocks naturels, soit un rapport de 5 pour 1). Ceci explique la forte proportion de poissons d'élevage dans les captures en mer (80 % du total capturé) : si la pêche en mer était arrêtée afin de privilégier une exploitation fluviale, la valeur de la prise globale serait doublée (Larson 1982). Cependant, une diminution unilatérale de ce type de pêche soulèverait des problèmes politiques aux niveaux national et international.

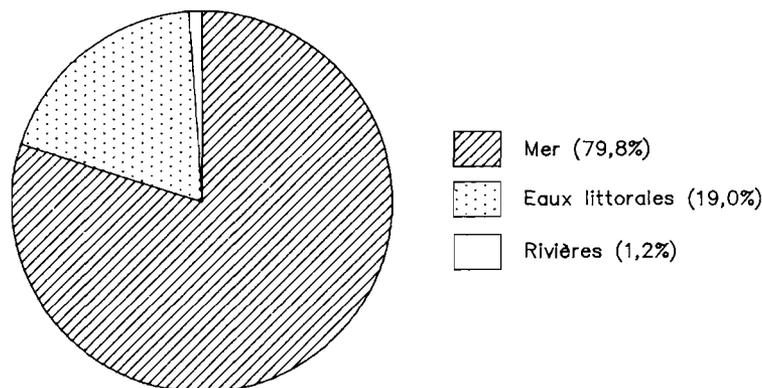


Figure 8.4 - Répartition géographique des captures de saumon atlantique dans la Baltique (1986, d'après Anon. 1987).

On comprend ainsi la définition du pacage marin, adoptée par les Finlandais et les Suédois : "mesure consistant à lâcher des juvéniles de manière à stabiliser ou accroître les pêcheries nationales de saumons" (Sumari and Toivonen 1982). Cette technique est destinée à accroître les potentialités du stock de saumon pour une exploitation collective, laissant peu de perspectives au développement d'opérations privées.

4.2. Saumons du Pacifique

4.2.1. Le programme de restauration de la Columbia (Etats-Unis)

Pour compenser les effets de l'aménagement hydroélectrique de la rivière Columbia, un important programme visant à restaurer les populations de "chinook" et de "coho" a été entrepris en 1949 (Columbia River Fishery Development Program). Ce programme, coordonné par le Gouvernement Fédéral, associe les Etats de Washington, de l'Orégon et de l'Idaho. Outre les nombreux aménagements destinés à permettre le

franchissement des obstacles et la restauration de l'habitat, les lâchers de "chinook" sont passés de 10 millions de juvéniles en 1949 (6 écloséries), à 99 millions en 1976 (22 écloséries). Alors qu'avant 1960, peu d'éléments objectifs permettaient d'apprécier les taux de survie, un programme de marquage, exécuté de 1962 à 1969, a permis d'évaluer l'impact des lâchers sur les populations de retour. En dépit de taux de recapture médiocres (de l'ordre de 1 à 2 %), le bilan économique de la filière est apparu très positif, le rapport valeur des adultes recapturés/investissement pour la production de smolts se situant respectivement à 4,1 et 6,2 pour les deux espèces (Wahle *et al.* 1974, 1978).

4.2.2. Pacage privé en Orégon et en Alaska (Etats-Unis)

Parallèlement aux programmes nationaux et régionaux, des projets ont vu le jour au début des années 70. Dans l'Orégon, des firmes privées ont obtenu des concessions pour produire, principalement du "chinook" et du "coho" par pacage marin. Comme la rentabilité de l'exploitation dépend largement, outre du taux de survie océanique, des captures en mer ouverte, de tels projets ne peuvent se concevoir que dans le cas d'une réglementation stricte et respectée de la pêche en mer. Mc Neil (1980) estime que, pour deux poissons capturés par l'exploitant privé, un saumon est pris en mer dans les pêcheries commerciales ou récréatives (fig. 8.5). Les diverses entreprises établies sur la côte de l'Orégon (13 sites de lâchers) connaissent des fortunes diverses et rencontrent généralement des difficultés financières liées à la forte variabilité des taux de retour (de 1 à 6 %).

En Alaska, pour remédier à la baisse des stocks, principalement de "pink" et "chum", et régénérer des populations détruites par le raz de marée consécutif au tremblement de terre de 1964, un important programme de restauration a été entrepris en 1972 (Fisheries Rehabilitation Enhancement and Development Program). Il porte sur la création d'écloséries publiques et la contribution d'écloséries privées bénéficiant de prêts à taux bonifié. Des coopératives de pêche ou des sociétés d'aquaculture ont été autorisées à lâcher des alevins et à exploiter les adultes échappant à la pêche côtière (strictement réglementée par secteurs), dans la zone terminale de migration des adultes concédée comme zone de pêche exclusive. Cependant, ces organismes ne peuvent réaliser de profits : elles doivent limiter leurs captures au minimum nécessaire pour assurer leur rentabilité. Les surplus éventuels sont partagés entre les titulaires de licences de pêche du district concerné ; ceux-ci sont alors autorisés à pêcher dans les zones exclusives. La courte période d'élevage des juvéniles avant le lâcher et leur coût modique permettent des lâchers massifs, dont le nombre a considérablement augmenté ces dernières années. Entre 1982 et 1988, le nombre d'alevins et de smolts libérés est passé de près de 300 millions à 1,410 milliards, les apports des écloséries privées évoluant de 40 à 71 %. Pendant la même période, les retours d'adultes aux écloséries passaient de 5,3 millions en 1982 à 19,4 millions en 1988 (Anon. 1982, Allee comm. pers.

1989). Les retours sont constitués en majorité d'espèces à migration précoce des alvins tels le "pink" (74 %) et le "chum" (14 %). Pour ces deux espèces, les taux de survie en mer varient de 2 à 8 %, ce qui est très élevé pour des juvéniles de petite taille. Le rendement, qui variait de 1 à 5 adultes pêchés par reproducteur au début des années 70, est passé en dix ans à une fourchette de 5 à 15 saumons par adulte. Compte tenu de ces excellents résultats, les lâchers de juvéniles sont en rapide progression ; ils devraient atteindre 2,5 milliards en 1990 (Mc Neil 1980).

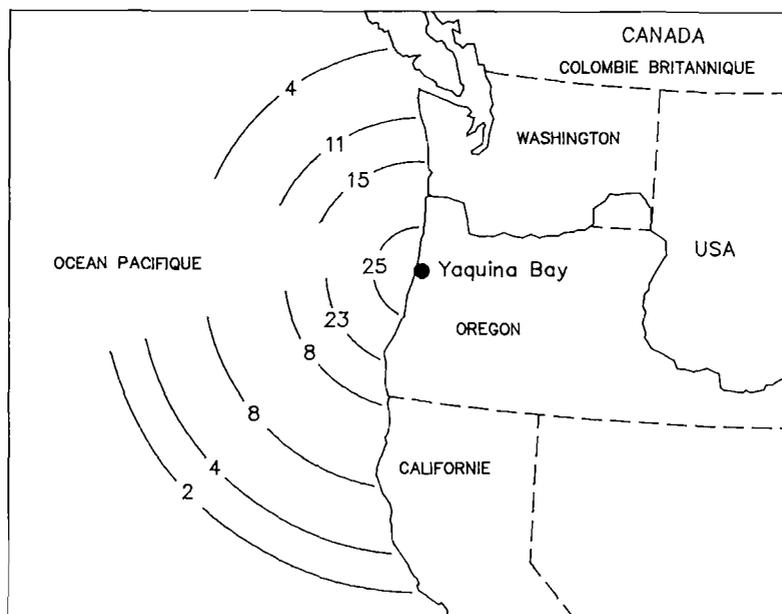


Figure 8.5 - Répartition (%) des captures en mer (pêches professionnelle et plaisancière) de saumon "coho", issues de smolts lâchés par une exploitation privée à Yaquina Bay (Oregon, E.U.).

4.2.3. Pacage marin au Japon

Trois espèces de saumon du Pacifique ("chum", "pink" et "masou") fréquentent les rivières japonaises, ainsi qu'une espèce locale, le saumon "amago", parfois considérée comme une race de saumon "masou" (Thorpe 1986) ; l'aire de répartition de cette dernière est très méridionale, limitée à la côte ouest de l'île de Honshu (Nagahama *et al.* 1982). La plus abondante est le "chum", qui représente plus de 90 % des captures. Celles-ci sont exclusivement effectuées en mer, à l'exception des reproducteurs capturés en rivière (Kobayashi 1980). Les 350 rivières à saumon se trouvent dans le nord de l'archipel, la majorité dans l'île d'Hokkaïdo : 250 d'entre elles font l'objet de

programmes de propagation artificielle. Les captures, qui avaient subi une chute sensible à la fin du siècle dernier, ont remonté rapidement à partir de 1969, suite à l'extension du programme de pacage marin (fig. 8.2). La production annuelle nationale est actuellement de 150 000 tonnes, dont plus des deux tiers issus de juvéniles d'écloserie. Les captures annuelles effectuées sur l'île d'Hokkaido sont passées de 2 à 5 millions de poissons (durant la première moitié du siècle), à 10-15 millions à la fin des années 70. En 1983, les retours de saumons "chum" ont été estimés à 33,3 millions d'adultes pour l'archipel, et les captures en zone côtière ont été plus de deux fois supérieures aux captures record de la fin du XIX^{ème} siècle.

La production de juvéniles provenait en 1980 de plus de 250 piscicultures. 80 % d'entre elles, gérées par des coopératives de pêche, ont un statut privé et produisent 30 % des alevins. L'Etat seul est autorisé à collecter les oeufs des reproducteurs en rivière ; il alloue les oeufs en fonction des objectifs de production. Commencés à la fin des années 50, les lâchers ont augmenté rapidement, pour atteindre environ 800 millions d'alevins à la fin des années 70.

Les taux de recapture se sont considérablement améliorés depuis le début du programme, passant de 1 % (1950-1965) à plus de 2 % au cours des années 70 ; pendant le même temps, le nombre d'adultes produits par reproducteur passait de 8 à 18. Cette amélioration a été obtenue en prolongeant la période d'élevage en écloserie. Compte tenu de sa faible taille et des effectifs relâchés, le coût de l'alevin est faible (moins de 10 centimes). La rentabilité globale est remarquable, un yen investi en produisant 26 (Kobayashi 1980). Les objectifs actuels visent à stabiliser les retours aux environs de 20 millions d'adultes, ce qui implique le lâcher annuel d'un minimum d'un milliard de juvéniles. On escompte ainsi obtenir une plus grande stabilité du stock de reproducteurs, un retour de 0,8 à 1 million d'adultes dans les rivières de l'île d'Hokkaido étant considéré comme optimal.

5. Facteurs déterminant les performances de pacage marin

5.1. Comparaison des performances

La comparaison des résultats obtenus dans les divers pays, que ce soit à titre expérimental ou dans des opérations en vraie grandeur, doit tenir compte de la diversité des protocoles utilisés, de la variabilité des facteurs qui affectent directement ou

indirectement les taux de survie des smolts libérés, et de la qualité des estimations de ces derniers.

Les populations naturelles de saumon présentent une forte variabilité interannuelle due pour partie aux conditions régnant en eau douce, lesquelles influencent la croissance et la durée de vie en rivière, voire le succès du recrutement dans des conditions climatiques extrêmes. Bakshtansky (1980) observe que les températures hivernales ont un effet, pouvant aller jusqu'à l'échec total, sur la réussite du recrutement de saumon "pink" transplanté dans les rivières de la péninsule de Kola. Les smolts d'écloserie échappent à ces contraintes, mais ils restent, comme les populations sauvages, largement dépendants des conditions environnementales et trophiques régnant à leur arrivée dans le milieu marin.

Par rapport aux populations sauvages, le rendement des cheptels d'écloserie dépend de la capacité des poissons d'élevage à s'adapter à la vie en liberté et aux conditions du milieu naturel. Ils doivent pour cela présenter des caractéristiques physiologiques et comportementales équivalentes à celles des juvéniles sauvages. En outre, le milieu marin doit avoir une capacité biotique suffisante pour supporter l'augmentation de population résultante (chapitre 7, Thorpe 1986b).

Les populations naturelles présentent généralement des rendements globaux (captures en mer + retours en rivière) supérieurs à ceux des produits d'écloseries. Les taux de recapture des stocks naturels de saumon atlantique sont, selon les pays, de 1,4 à 1,8 fois plus élevés que ceux des stocks issus d'écloserie (tabl. 8.2). Les taux de capture de poissons sauvages sont aussi les plus élevés en Baltique (34 à 51 %) : ce qui représente une production d'adultes comprise entre 1380 et 2155 kg pour 1000 smolts (soit 28 à 43 kg par kg de juvéniles). Les taux de retour à la rivière d'origine varient eux de 7 à 26 %. Prouzet (1984) estime que les stocks sauvages de saumon atlantique pourraient produire entre 200 et 650 kg d'adultes pour 1000 smolts dévalant (soit 4 à 13 kg d'adultes par kg de smolts), avec une importante variation selon le taux d'exploitation en mer. Les taux de retour sont élevés dans les pays comme l'Islande (20 à 26 % selon Isaksson 1978), la Norvège (18 à 27 %) ou la côte occidentale de la Suède, alors qu'ils sont faibles dans les pays à forte exploitation côtière ou hauturière (Ecosse, Irlande). Pour le saumon "pink", Mc Neil (1967) estime la survie océanique moyenne des alevins sauvages à 3,4 % (soit 3 adultes par reproducteur).

Les taux de survie des smolts d'écloserie diffèrent fortement selon la qualité des juvéniles (tabl. 8.2). Pour le saumon atlantique, le rendement total varie entre 5 et 49 %, ce qui correspond à une production de 170 à 1700 kg d'adultes par millier de smolts (8,5 à 85 fois le poids des smolts libérés). Les retours au site de lâcher varient entre 1 et 8 % environ, ce qui représente de 20 à 760 kg d'adultes pour 1000 smolts.

Pour le saumon "coho", on cite des taux de capture (pêche + retour à l'écloserie) variant de 7,3 à 36,8 % sur des lots expérimentaux ce qui correspond, pour les lâchers les plus performants (taille et date idéales), à une production maximale de près d'une tonne par millier de smolts libérés (Bilton 1980). Les taux de retour de saumons "coho" et "chinook" au site de lâcher varient pour leur part de 2 à 6 % dans les ranchs privés de la côte de l'Orégon ; mais ils sont généralement inférieurs dans les piscicultures de la rivière Columbia.

Les retours de saumon "pink" à la pêcherie terminale varient de 2 à 8 % et des rendements exceptionnels de 300 kg par kg de juvéniles (19,5 % de retours) ont été obtenus récemment dans les ranchs d'Alaska (Thorpe 1986). Le taux de recapture moyen obtenu au Japon avec le saumon "chum" était estimé, au début des années 80, à 2,8 % (Hénocque 1984).

5.2. Influence de la "qualité" des juvéniles d'élevage

Dès 1973, Wendt et Saunders montraient que des poissons élevés dans un courant rapide avaient, en mer, des taux de survie supérieurs à ceux qui n'étaient pas soumis à un tel "entraînement". Parmi les pratiques d'élevage susceptibles de réduire le taux de survie en mer, on a mis en évidence : les densités élevées d'élevage chez le saumon "coho" (Sandercock and Stone 1979) ; l'alimentation forcée en périodes hivernales froides (Bilton and Robins 1971) ; les manipulations entraînant des pertes d'écaillés (Bouck and Smith 1979) et les traitements antibiotiques (Bouck and Johnson 1979) qui, tous deux, réduisent les capacités d'adaptation osmotique des smolts ; et, de manière générale et marquée, les épizooties (Frantsi *et al.* 1977, Piggins 1980, Isaksson 1982).

Cependant, la notion de "qualité" des smolts reste subjective. Des recherches sont nécessaires pour déterminer les critères de qualité permettant d'optimiser les taux de retour. Déjà, on a pu mettre en évidence des différences entre smolts d'élevage et sauvages de taille égale : par exemple, un niveau inférieur de thyroxine (T4) du plasma sanguin, peut indiquer une sensibilité moindre aux stimulations externes (Youngson and Simpson 1984), elle-même susceptible de se traduire par une moindre résistance à la prédation (Thorpe 1986).

Tableau 8.2 - Rapport entre les taux de retour ou de recapture des populations de smolts de saumon atlantique produites en conditions naturelles et en élevage (d'après Prouzet 1983).

Pays	% de recapture		Rapport sauvage/ élevage	% de retour		Rapport sauvage/ élevage	Type de marque	Auteurs
	sauvage	élevage		sauvage	élevage			
Suède (Baltique)	20,4	12,4	1,65				Carlin	Larsson <i>et al.</i> 1979
Suède (côte ouest)	15,4	8,4	1,83				Carlin	Larsson <i>et al.</i> 1979
Finlande	13,5	10	1,35				Carlin	Toivonen 1977
URSS	5,8	3,2	1,82				Carlin	Mitans and Rimsh 1978
Norvège	11,7			3			Carlin	Hansen 1981
	20 (estim.)			6,9			non marqué	Jensen 1981
Ecosse (total 1969-71)	3,2	0,7	4,57				Carlin	Swain 1980
Angleterre et Pays de Galles (total 1969-71)	1,5	0,18	8,3				Carlin	Swain 1980
Eire				7,5	2,4	3,13	Cryotatouage, ablation adipeuse	Piggins 1980
Irlande du Nord				3,9	0,5	7,8	Cryotatouage, ablation	Piggins 1980
				2,2	0,6	3,7	adipeuse	Vickers 1977

5.3. Age et taille à la smoltification

Le déclenchement physiologique de la smoltification est synchronisé par des variations cycliques de l'environnement (photopériode et température), mais les époques précises auxquelles les poissons reçoivent ces stimuli, de même que leur état physiologique particulier lors de ces périodes critiques, restent relativement mal connus. On sait que cette "décision" peut intervenir de nombreux mois avant la smoltification véritable, notamment chez le saumon atlantique dont les alevins qui deviendront smolts après un seul hiver (1+) manifestent une croissance supérieure aux poissons ne smoltifiant qu'à l'âge de deux ans. Il en résulte, dès le mois de septembre de leur première année, une structure bimodale de la population (Thorpe 1977, Baglinière et Champigneulle 1986). La durée du séjour en eau douce dépend directement de la croissance des juvéniles, laquelle est influencée, chez les populations naturelles, par les conditions climatiques (température et pluviosité), comme l'on montré Herbingier (1981) et Fasencieux (1984) pour les rivières du Massif Armoricaïn.

L'élevage en captivité permet d'accélérer la croissance en optimisant les conditions de développement (température, nourriture) et la protection contre les aléas de l'environnement naturel (prédateurs). Ces conditions, qui ont été modifiées dans le sens de l'intérêt de l'éleveur, peuvent être très éloignées de celles du milieu naturel. On peut se demander si elles correspondent toujours aux besoins optimaux de l'espèce dans l'optique du pacage marin.

La recherche d'une croissance accélérée conduit à la production de smolts de plus grande taille, présentant généralement une chance de survie supérieure une fois libérés. De telles relations ont été établies chez le saumon "coho" (Johnson 1970) et le saumon atlantique (Anon. 1967-1977). Chez cette dernière espèce, des expériences de marquage déjà anciennes indiquent qu'il existe une relation linéaire entre le taux de retour ou de recapture et la taille du smolt, les plus gros présentant généralement un taux de retour supérieur, quel que soit leur âge. Cependant, cette relation a été obtenue à partir d'individus marqués avec des marques de type étiquette "Carlin" (Prouzet 1984), qui handicapent davantage les poissons plus petits. Un artefact dû au type de marque pourrait en résulter (Isaksson and Bergman 1979), car le pourcentage de pertes varie avec la taille du poisson (Eisner and Ritter 1979). Isaksson (1982) observe que cette relation est beaucoup moins prononcée chez des lots de smolts marqués par micro-marque magnétique, insérée dans le cartilage nasal. Peterson (1973) indique d'ailleurs que l'on peut obtenir des taux de retour très élevés avec des smolts de petite taille (13,5 cm en moyenne), et Bilton *et al.* (1982) montrent que, chez le saumon "coho", les taux de retour et la biomasse les plus élevés ne sont pas obtenus avec les smolts les plus gros. Pour les espèces dévalant dès les premières semaines, telles le saumon "chum", une

prolongation de la durée d'élevage permet d'améliorer le taux de retour en relation avec la taille des juvéniles (Sugano and Sasaki 1983, cités par Hénocque 1984).

Chez les espèces n'atteignant la smoltification qu'après plusieurs années, un raccourcissement de la phase eau douce peut être obtenu avec des conditions d'élevage favorisant la croissance. L'utilisation d'eaux réchauffées permet ainsi aux aquaculteurs norvégiens de produire des smolts de saumon atlantique en un an, alors que deux ou trois années sont nécessaires dans le milieu naturel. Chez cette espèce, l'âge du smolt ne semble pas être un facteur directement déterminant pour la survie du poisson relâché dans l'environnement marin : Peterson (1973), Chadwick *et al.* (1978) ou Isaksson (1982) ont obtenu des taux de retour élevés à partir de smolts jeunes.

Burrows et Combs (1968) pour le saumon "chinook" de printemps, et Novotny (1975), puis Donaldson et Brannon (1976) pour le "coho", ont décrit des techniques permettant de produire des smolts de moins d'un an (la smoltification intervient naturellement à l'âge 1+) en élevant artificiellement la température d'alevinage. Des résultats comparables ont été obtenus, en Europe, à température ambiante, sur la même espèce (Harache and Novotny 1976, Harache *et al.* 1980). Isaksson (1985) discute des possibilités d'obtention de smolts de saumon atlantique en six mois, grâce à l'utilisation des ressources géothermiques du sous-sol islandais. Dans les conditions climatiques de la Bretagne, la smoltification peut intervenir dès le premier été avec des animaux à ponte précoce (Gaignon, résultats préliminaires non publiés), ce qui ouvre des perspectives intéressantes pour l'élevage de cette espèce dans les pays plus méridionaux aux températures favorables.

Ainsi, les pratiques d'élevage qui visent à obtenir un poisson d'une taille donnée à un moment donné, dans l'optique d'une poursuite de l'élevage en captivité, se traduisent par un forçage de la croissance. Celle-ci est susceptible d'interférer sur les mécanismes naturels associés à la smoltification et à la maturation sexuelle. Il est maintenant acquis (Thorpe 1986a) que l'accélération vers la smoltification implique un risque de maturation sexuelle précoce. C'est ainsi que le lâcher de smolts de "spring chinook" accélérés dès la première année se traduit par la recapture d'un pourcentage supérieur de "jacks"⁽¹⁾ et d'individus revenant après un seul hiver en mer, ainsi que par une proportion de mâles très supérieure à la normale et un taux d'errance accru (Banks and Fowler 1988). Dans les cas extrêmes, une forte croissance pendant la phase juvénile peut entraîner la maturation sexuelle en eau douce, inhibitrice de la smoltification, les deux fonctions étant incompatibles (Thorpe 1987). Ce phénomène est constaté en Irlande (Piggins 1981) et au Canada (Saunders *et al.* 1982) sur le saumon atlantique d'élevage, mais aussi sur les populations naturelles quand les conditions permettent une très forte croissance (Prouzet 1981a et b, Myers 1984, Baglinière et Maisse 1985). A l'inverse, le lâcher de smolts plus âgés et plus gros semble favoriser le retour de

1 "Jacks" : saumons revenant après un seul été en mer.

"grilses"⁽¹⁾ (Piggins *in* Anon. 1973, Ritter 1975, Isaksson 1982). Ceux-ci ont un taux de survie en mer plus élevé que les saumons qui y séjournent deux ou trois hivers.

5.4. Date et méthode de lâcher

Les taux de survie en mer et de retour en rivière, ainsi que les caractéristiques des adultes, dépendent largement de la date et des méthodes de libération des smolts. La date de lâcher est déterminée par la smoltification et, selon Larsson (1977), le meilleur moment de lâcher se situerait, en Suède, entre la mi-mai et le début du mois de juin. En Islande, Isaksson et Bergman (1979) associent cette même fenêtre au pic d'avalaison des smolts dans les conditions naturelles. Les populations des rivières bretonnes ont une smoltification plus précoce : elle intervient dès la fin du mois d'avril ou au début du mois de mai (Boeuf *et al.* 1985). D'importantes différences dans l'évolution de la $\text{Na}^+ \text{K}^+$ ATPase et le cycle des hormones thyroïdiennes ont été mises en évidence entre des populations de rivières côtières courtes (Bretagne) et celles de l'Allier, rivière longue où l'acquisition du comportement migratoire précède l'acquisition de la tolérance à la salinité (Boeuf *et al.* 1989, fig. 8.6).

D'excellentes synthèses des connaissances sur les effets de la date et de la taille de lâcher des smolts de saumon "coho" à partir des écloséries de Colombie britannique, sur les taux de retour, ainsi que sur l'âge et la taille de maturation ont été publiées (Bilton *et al.* 1982). Des différences considérables apparaissent entre les divers lots expérimentaux libérés d'avril à juillet : leurs taux de capture globaux vont de 7,3 à 36,8 %. Ces résultats suggèrent que la taille des animaux et leur état de smoltification sont des facteurs nécessaires, mais non suffisants, pour optimiser la survie en mer, et que les conditions trophiques rencontrées lors du contact avec le milieu marin sont probablement déterminantes. Les caractéristiques des adultes, notamment la proportion d'animaux subissant une maturation sexuelle précoce, sont également variables selon la taille et la date de libération, l'optimum économique de l'opération ne correspondant pas forcément au taux de retour maximal (fig. 8.7).

La conservation des animaux en captivité jusqu'à la fin de la période normale de smoltification permet d'obtenir des performances intéressantes, notamment pour les smolts tardifs qui n'auraient atteint qu'une taille faible au moment du pic de migration de leurs congénères. A la suite des fuites de saumons à partir de cages d'élevage (Novotny 1975), le même auteur (1980) a montré qu'un lâcher différé réduisait l'amplitude de migration et les taux de retour chez le saumon "coho". Ce retard est

(1) "Grilses" : saumons séjournant seulement un hiver en mer.

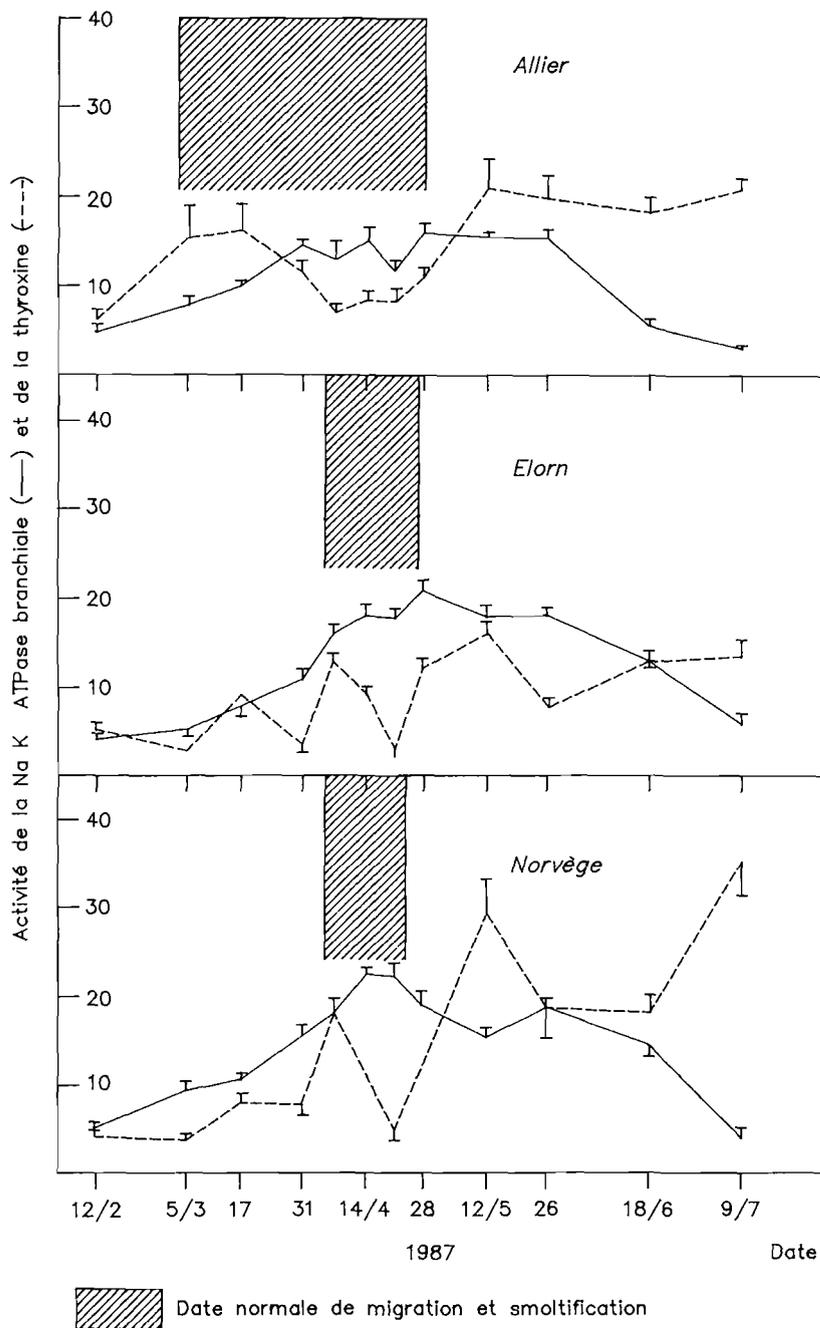


Figure 8.6 - Evolution de la $Na^+ K^+$ ATPase branchiale et du niveau de thyroxine plasmatique (T4) chez des smolts de trois populations de saumon atlantique élevées en Bretagne (d'après Boeuf *et al.* 1989).

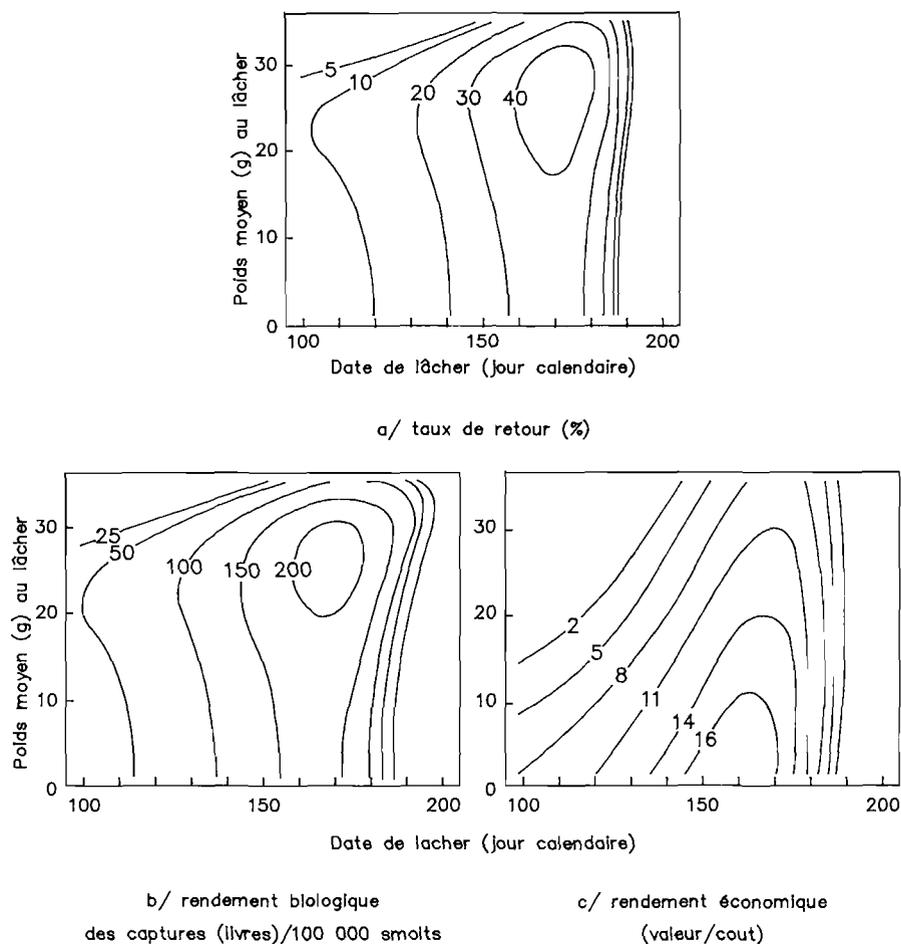


Figure 8.7 - Influence du poids moyen individuel et de la date de lâcher sur les recaptures totales de saumon "coho" (pêche + retours à l'écloserie, adultes et "jacks") : a) taux de retour (%); b) rendement biologique (captures en livres/100 000 smolts lâchés); c) rendement économique (valeur/coût); (d'après Bilton *et al.* 1982).

obtenu par un élevage en mer, pendant quelques semaines après la smoltification. Ces poissons manifestent une relative sédentarisation dans les eaux du Puget Sound, alors que leurs congénères libérés pendant leur smoltification entreprennent une migration normale, vers le nord, le long des côtes de Colombie britannique. Un effet comparable de réduction de l'amplitude de migration par un lâcher différé a été mis en évidence chez le saumon atlantique de la Baltique (Eriksson and Eriksson 1985).

Pyefinch (1966) signale que les individus lâchés en mer (estuaires ou zones côtières) donnent lieu à de meilleurs taux de recapture que ceux qui sont lâchés en rivière. En Suède, Peterson (1973), Larsson (1979), Larsson et Larsson (1979), Eriksson *et al.* (1982), ainsi qu'Isaksson (1982) en Islande, confirment cette observation, dont l'origine serait principalement due à la diminution de la prédation des smolts durant leur migration rivière-mer, à condition toutefois que les animaux soient relâchés une fois leur comportement migratoire acquis. Isaksson (1980) montre, par ailleurs, l'intérêt des méthodes de libération sans manipulation, à partir de bassins pouvant être directement ouverts sur le milieu naturel.

5.5. Adaptation à la vie sauvage

Pour Piggins (1982), les causes physiologiques et comportementales invoquées pour expliquer les performances inférieures des smolts d'élevage dans le milieu naturel ne sont pas à mettre sur le même plan. Les résultats des élevages en mer montrent que les smolts de "qualité" ne présentent pas de faiblesse physiologique particulière et supportent sans difficultés majeures un transfert direct en eau de mer. Il conclut à la prépondérance de déficiences comportementales vis-à-vis de la prédation et de l'alimentation. Dans la nature, l'alevin, puis le "parr", acquièrent vite un comportement de défense, notamment contre les prédateurs. N'étant pas soumis aux mêmes contraintes, les poissons d'élevage ne connaissent pas cet apprentissage. Le réflexe contre la prédation aviaire serait rapidement acquis par les smolts d'élevage (Larsson and Larsson 1979) du fait, peut être, des interventions humaines fréquentes sur les bassins qui induisent un comportement de fuite. Les diverses populations ou souches réagissent d'ailleurs différemment aux contraintes de l'élevage et s'approprient plus ou moins rapidement.

La méconnaissance de l'environnement aquatique, en dehors des limites du bac et de leurs propres congénères, rend les sujets d'élevage très vulnérables à la prédation par les autres poissons pendant les semaines qui suivent leur libération, que ce soit en rivière (autres salmonidés, brochets, anguilles) ou en mer. Bakshtansky (1980) signale la forte prédation en zone côtière des alevins de saumon "pink" par les morues et les lieux noirs (*Pollachius virens*). Il trouve une relation entre le taux de retour des saumons et la densité de harengs adultes (*Chupea harengus*) présents dans la zone côtière lors de la migration de dévalaison.

Les diverses espèces présentent naturellement des comportements alimentaires spécifiques, avec des préférences propres pour des proies qui ont été identifiées pour les

espèces du Pacifique (Healey 1980). La nécessité de chasser et de choisir leurs proies, une fois libérés, représente très probablement une période critique pour les juvéniles d'élevage habitués à une alimentation artificielle, c'est à dire de nature différente (inerte et sèche), abondante et aisément disponible. Si le comportement de chasse paraît peu affecté par la captivité, les poissons d'écloserie semblent faire preuve d'une mauvaise sélectivité de prédation pendant les premières semaines : ils mordent à n'importe quel appât. Stradmeier (1985) décrit le changement de préférence alimentaire de "parrs" de saumon atlantique élevés en écloserie, qui évolue d'une nette préférence pour les granulés secs vers des proies vivantes ; un tel apprentissage prend plusieurs semaines.

5.6. Vie océanique, migration marine et "homing"

Le rendement économique des opérations dépend aussi de l'aptitude des juvéniles d'écloserie à exprimer, en mer, le même comportement migratoire et le même comportement de retour que les populations sauvages.

Ces mécanismes dépendent principalement d'un comportement inné s'exprimant pendant la migration d'engraissement, alors qu'ils relèvent en grande partie de l'apprentissage pour ce qui est du retour vers la zone de reproduction (Brannon 1984). Libéré dans des conditions identiques ou proches de celles de sa population d'origine, le poisson d'élevage devrait ainsi être capable d'exprimer les mêmes qualités de navigation que les smolts sauvages. Par contre, le lâcher d'une souche dans un secteur "étranger" se traduit généralement par une baisse des performances. Chaque population a sélectionné des processus particuliers, inscrits dans son génome, qui correspondent à la structure hydrodynamique de son aire de grossissement à une époque donnée. Cette adaptation pourra se révéler inadéquate dans un autre régime hydrodynamique. C'est ainsi que Brannon (1984) a mis en évidence des processus de migration marine très différents chez deux populations de "chinook" de la rivière Cowlitz, affluent de la Columbia, qui choisissent préférentiellement une migration vers le nord ou vers le sud (fig. 8.8).

Ce comportement est considéré comme une des principales causes d'échec des tentatives de transplantation de saumon "sockeye", ou "pink", à l'intérieur de leur propre zone de répartition où, dans certains cas, les souches transplantées ont donné naissance à des populations sédentaires chez le "sockeye" de Colombie britannique (Brannon 1972). Chez le saumon atlantique, Ritter (1975) observe, au Canada, une diminution du taux de recapture d'autant plus importante que la souche est transplantée loin de sa rivière d'origine. Larsson (1979) indique que la transplantation de stocks de la Baltique

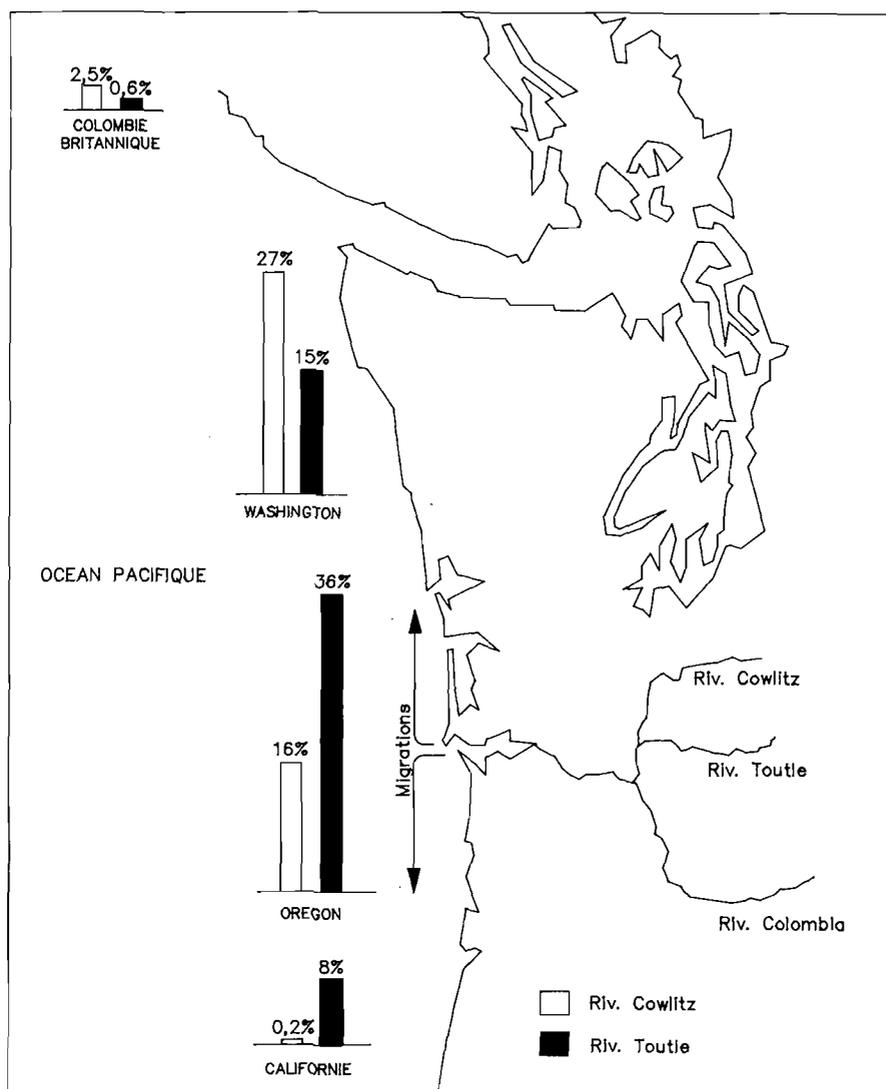


Figure 8.8 - Répartition géographique des recaptures de saumon "coho" marqués originaires des rivières Cowlitz et Toutle (Oregon, E.U.) (d'après Brannon 1984).

donne de bons résultats en Baltique, alors que celle de stocks de la côte ouest dans la Baltique aboutit à des résultats nettement inférieurs. Dumas et Casaubon (1987) aboutissent aux mêmes conclusions, en comparant le taux de recapture de juvéniles d'origine autochtone et écossaise, relâchés dans la Nivelle (sud-ouest de la France).

Les différences ne sont pas toujours aussi tranchées. Isaksson (1982) constate, en Islande, que les résultats varient surtout en fonction de la rivière d'introduction. En France, Prouzet et Gaignon (1982) ont obtenu un bon taux de retour (6 %), à partir de tacons d'origine irlandaise élevés en ruisseau pépinière (fig. 8.9).

En cas de transplantation hors de la zone de répartition naturelle de l'espèce, il est essentiel de choisir les souches en fonction de leur comportement migratoire, compte tenu de l'environnement d'accueil (Ricker 1972). C'est ainsi que des taux intéressants de retour de saumon "pink" ont été obtenus dans les rivières de l'Est américain avec des alevins originaires de l'Etat de Washington, alors qu'aucune recapture ne fut obtenue avec des alevins issus d'oeufs provenant de rivières de l'Alaska (Bigelow and Schroader 1953). Plus récemment, dans le cas d'un programme de pacage marin privé entrepris dans l'Etat du Maine (Etats-Unis) avec des espèces du Pacifique, les seules recaptures observées étaient issues d'oeufs d'origine japonaise, alors que les souches en provenance de la côte pacifique américaine (Etat de Washington) ne donnaient lieu à aucun retour (Anon. 1984).

La précision du comportement de "homing" des smolts d'écloserie a fait l'objet de peu d'études exhaustives. Elle semble cependant bonne : elle est estimée à 97 % en moyenne chez le saumon atlantique (Anon. 1983), et atteint 98,6 % pour le saumon "chinook" produit par la pisciculture de Cowlitz aux Etats-Unis (Quinn et Fresh 1984). Mc Isaac et Quinn (1988) ont, par ailleurs, montré que la précision du retour du saumon "chinook" de la Columbia, élevé et relâché par une écloserie située 370 kilomètres en aval de leur site naturel de reproduction, était inférieure à celle du stock de l'écloserie ou à celle de la population sauvage d'origine. Si la majorité des retours s'effectue bien au nouveau site de lâcher (63 %), 28 % sont capturés par la pêcherie située en amont, tandis que 9 % reviennent à leur zone de reproduction naturelle. Ce résultat indique que le "homing" ne résulte pas exclusivement d'un processus d'apprentissage, mais relève également en partie d'un déterminisme génétique. Celui-ci doit être pris en compte lorsque l'on envisage de transférer une souche dans un nouvel habitat.

Outre la composante génétique, la procédure d'élevage est susceptible d'agir sur la migration marine. Des modifications sensibles du comportement migratoire ont ainsi été observées chez des smolts de "chinook" d'élevage "accélérés". Bien que présentant un taux de retour apparemment normal, ils offrent une structure d'âge à la reproduction très différente de celle des smolts "normaux". Le fait qu'aucun poisson marqué ne soit

recapturé dans la pêche océanique indique un schéma de migration différent (Banks and Fowler 1988).

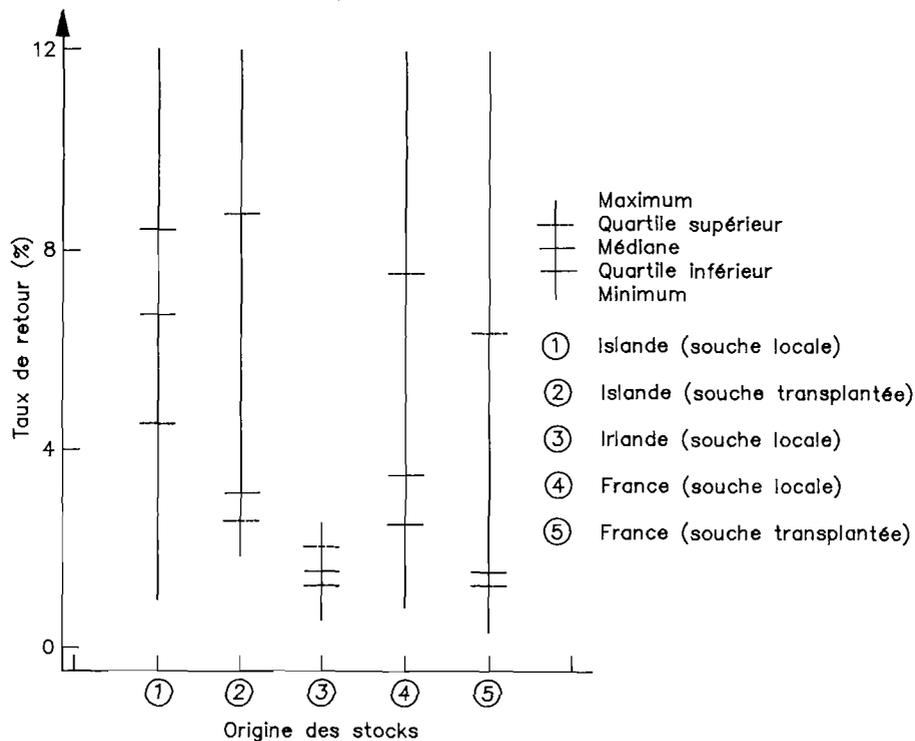


Figure 8.9 - Variation des taux de retour de saumon atlantique dans différents pays, en fonction de la souche d'origine.

5.7. Capacité trophique des océans

Dans la mer, le poisson doit grandir pour ne pas mourir (Horwood and Cushing 1978). Il doit, pour ce faire, disposer en quantité suffisante d'une nourriture adaptée à ses besoins. A partir de travaux antérieurs sur la taille des particules sélectionnées par les juvéniles de saumon atlantique (Wankowski and Thorpe 1979), Thorpe (1984) constate que les classes d'âge 0 de hareng et de lançon pourraient contribuer de façon importante à l'alimentation des jeunes saumons (fig. 8.10). La croissance et la survie des saumons pourrait être influencée par le niveau de recrutement du hareng dans des zones relativement confinées, comme le nord de la mer Baltique. En Islande, les années de faible recapture de saumon atlantique ont été associées avec une faible productivité

printanière des eaux côtières islandaises, liée aux conditions climatiques défavorables des années précédentes (Scarnecchia 1984).

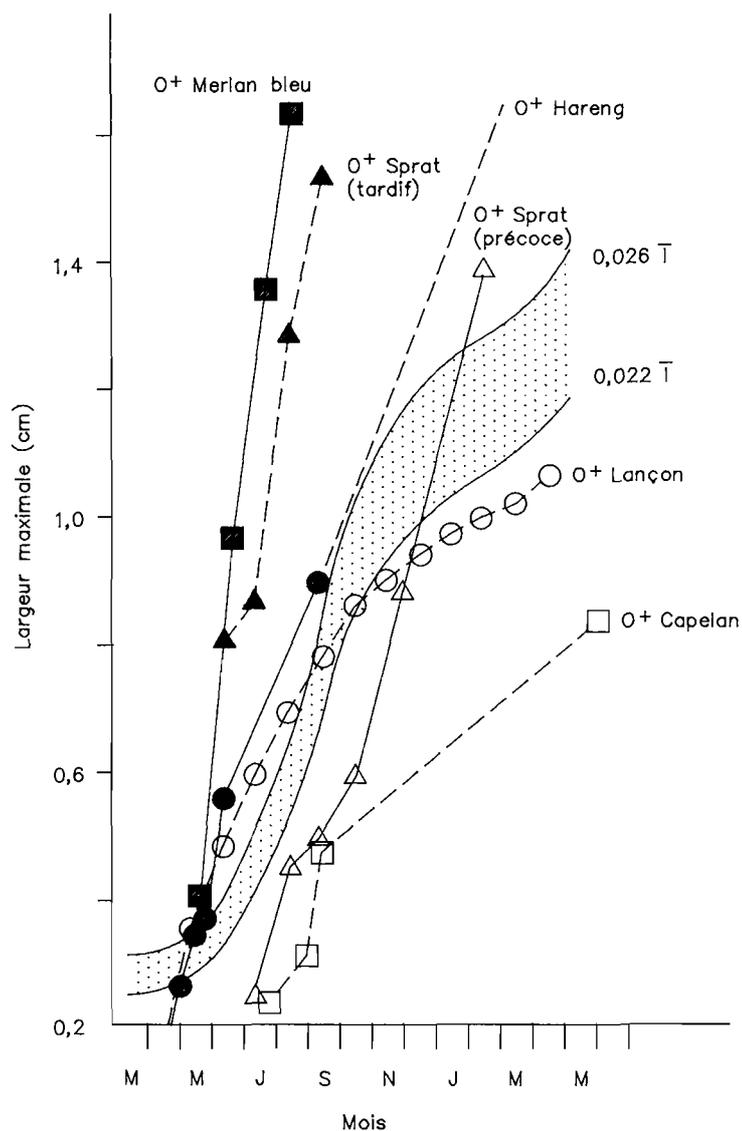


Figure 8.10 - Croissance en largeur de proies potentielles par rapport à l'évolution de la largeur optimale des proies convenant à l'alimentation du saumon atlantique (d'après Thorpe 1984).

La question de la capacité trophique de l'océan, pour des programmes de repeuplement massif, est souvent posée (Peterman 1980). C'est le cas notamment pour la côte américaine du Pacifique, où se succèdent de fortes concentrations saisonnières de juvéniles des diverses espèces d'*Oncorhynchus* en route dans leur migration vers le nord : les cohortes occuperaient successivement, pendant trois mois, une étroite bande côtière de plus de 1000 milles nautiques. Walters *et al.* (1978) émettent l'idée que les différentes populations des rivières de Colombie britannique auraient évolué de façon à ce que leurs cohortes arrivent dans la bande côtière selon une séquence ajustée au cycle de la production secondaire.

Passant en revue les causes environnementales de fluctuations de la survie océanique des post-smolts de "coho" de la côte de l'Orégon, Matthews (1984) conclut à une influence de l'"upwelling" sur les captures de la pêcherie de l'Orégon. De fortes baisses du taux de retour des saumons du Pacifique peuvent aussi être induites par des perturbations océanographiques, telles que celles observées à l'occasion du phénomène d'"El Niño". Cette observation conforte des observations antérieures (Mc Neil, cité par Thorpe 1986), selon lesquelles la libération de smolts d'élevage dans des eaux plus chaudes, au large de la côte de l'Orégon, se traduit par une baisse sensible des taux de recapture.

Certains auteurs considèrent que la productivité secondaire des courants côtiers du golfe d'Alaska est limitée en toutes saisons, et critique en été, et que l'alimentation de la biomasse de jeunes saumons dépend en partie de la contribution, au printemps et en été, de la productivité de la zone océanique adjacente (Cooney 1984). Constatant que la biomasse de zooplancton n'a pas directement affecté le niveau du recrutement du saumon "pink" (espèce la plus abondante) au cours des années 60, Stephens *et al.* (1969) pensent que ce facteur n'est pas directement limitant. Cependant, certaines relations croissance-densité intervenant pendant les premiers seize mois de la vie marine ont pu être mises en évidence chez les populations de "sockeye" du golfe d'Alaska (Peterman 1980) et de la baie de Bristol (Rogers 1980), réactualisant le débat sur une possible limitation saisonnière d'accueil du Pacifique nord, pour les futurs lâchers de juvéniles, actuellement en augmentation rapide.

6. Le saumon en France

6.1. Etat des stocks sauvages de saumon atlantique

En France, le saumon est un sujet de passion depuis le milieu du XIX^{ème} siècle (Thibault 1986). Au cours de ces quinze dernières années, il est devenu un symbole de la qualité de l'eau et, de manière plus générale, de l'environnement. Dans ce contexte passionnel, Thibault (1980) relève "le peu de souci pour une vérification des chiffres avancés et une certaine prédilection pour le court terme". Il paraît acquis que les descriptions d'abondance passée dans les rivières françaises sont sensiblement exagérées. L'analyse des documents historiques permet de corriger certaines idées reçues et avancées parfois avec complaisance.

Il n'en reste pas moins vrai que le saumon a disparu de la quasi-totalité des grands fleuves français (Garonne, Meuse, Rhin, Moselle, Seine, Loire, Dordogne, ...) par suite, essentiellement, de l'édification de barrages et de la dégradation de l'environnement fluvial. L'espèce ne se reproduit plus que dans quelques rivières de Normandie, 21 rivières du Massif Armoricaïn, l'Allier, le gave d'Oloron, la Nive et la Nivelle. Cette ressource, aujourd'hui mineure (captures déclarées : 25 tonnes en 1986), est exploitée, par des pêcheurs plaisanciers à la ligne en rivière et, commercialement, au filet en estuaire et en mer où elle apparaît comme prise accessoire. Des populations non négligeables de truite de mer existent dans plusieurs rivières de Normandie. Elles y sont l'objet de plans d'aménagement, et supportent et alimentent une pêcherie littorale produisant 5 à 10 tonnes de truites de la baie de Seine à Boulogne (Fournel *et al.* 1988).

En dépit des gros efforts consentis pour aménager les obstacles artificiels, la mise en oeuvre des plans "Saumon" et "Grands Migrateurs" (Tane et Léthier 1988) n'a pas encore réussi, sauf cas particuliers (Elorn ou Nivelle), à renverser la tendance à la diminution des stocks. Au fil des ans, la réglementation a toujours porté vers une restriction des périodes de pêche, en rivière comme en estuaire. La réglementation est mal adaptée aux besoins réels : "signalons d'ailleurs un effet pervers de la réglementation ; les pêches en mer, notamment sur l'aire d'engraissement du Groenland, sont accusées de surexploiter le saumon français. Or, les saumons qui y sont pêchés appartiennent à la catégorie de plusieurs hivers de mer, et les mesures prises pour protéger l'espèce ont consisté à concentrer l'exploitation sur ces poissons..." (Thibault 1986).

Les connaissances qualitatives sur les stocks de saumon français se sont sensiblement améliorées au cours des quinze dernières années (Prouzet 1977,

Fontenelle *et al.* 1980, Dumas *et al.* 1981, Baglinière *et al.* 1987), mais les données quantitatives restent insuffisantes, particulièrement les statistiques de pêche en milieu marin et estuarien, et les taux d'exploitation sur les domaines maritime et fluvial. Dans ces conditions, il est difficile de se faire une idée précise de l'évolution des stocks au niveau des principaux bassins et de l'impact des repeuplements sur l'abondance d'un stock déterminé. Ces carences ne facilitent pas la révision des réglementations de la pêche.

L'effort réalisé ces dernières années par le Conseil Supérieur de la Pêche pour évaluer les remontées sur diverses rivières du nord-ouest de la France, ainsi que la meilleure organisation professionnelle au sein du CIPE (Comité Interprofessionnel des Pêches en Estuaire) doivent cependant être relevés. Ce dernier organisme participe actuellement sur certains estuaires, tel celui de l'Adour, à la récolte de statistiques de pêche précises.

6.2. Production de smolts pour le repeuplement

La production française de smolts de saumon atlantique destinés au repeuplement reste faible (moins de 50 000 smolts "vrais" relâchés en 1988). Cela tient au fait que la maîtrise des techniques de production en éclosérie est récente. A partir d'un examen des principaux résultats obtenus dans les outils expérimentaux de l'Ifremer, Gaignon (1987) montre que cette technique est aisément maîtrisable dans les conditions hydrologiques de la Bretagne, avec des performances intéressantes. La production devrait croître dans les prochaines années, avec la création de nouveaux outils de production de smolts, tels la pisciculture du Favot (Fédération de pêche et de pisciculture du Finistère) d'une capacité de 100 000 smolts, ainsi que l'extension de la pisciculture d'Augerolles (Massif Central). La qualité devra être améliorée pour optimiser le rendement des repeuplements. Les rares données chiffrées sur l'impact de lâchers de smolts sur les populations d'adultes d'une rivière sont fournies par la pêche récréative de l'Elorn (Bretagne), dans laquelle des lâchers très modestes (3000 par année) de smolts d'apparence bonne qualité ont contribué pour environ 5 à 15 % aux captures au cours des années 1983-1988. Une meilleure évaluation des taux de recapture devrait être possible à brève échéance, grâce aux dispositifs de comptage mis en place dans le cadre du plan Saumon. Un programme de lâchers à partir d'un étang littoral, a été conduit dans le Finistère ; les retours au site de lâcher sont restés faibles (quelques dizaines d'adultes), mais des captures, apparemment plus nombreuses mais malheureusement non quantifiées, ont été faites dans la zone côtière par des pêcheurs professionnels et plaisanciers, en aval du piège de comptage.

En permettant l'élevage en captivité jusqu'à la reproduction, le développement de l'aquaculture du saumon atlantique, devrait fournir en nombre suffisant d'oeufs de souches locales pour alimenter les grands programmes de restauration (Allier, Dordogne, Rhin, Adour), sans avoir à recourir à l'importation d'oeufs d'origine étrangère.

6.3. Aspects législatifs

Sur tous les domaines de pêche nationaux, le poisson est "*res nullius*" : il appartient à qui le pêche ; avant sa capture, personne ne peut se l'approprier, même s'il a été préalablement marqué. L'installation d'engins de capture sur le domaine public maritime (DPM) serait assimilé à une pêcherie fixe, dont la construction est interdite en France depuis la loi du 10 mai 1862. Sans révision de la loi, les opérations de pacage marin devraient être limitées en dehors de captures par les pêcheurs existantes, à l'exploitation de structures (étangs à marée) qui bénéficient d'un statut antérieur à l'an 1544. La découverte d'un site de ce type n'est pas facile, car il est bien difficile de connaître le statut juridique des étangs situés sur le domaine public maritime (Kérouedan 1984). Sauf en Corse, la nature privée de l'étang ne peut relever que d'exceptions, puisque le DPM est inaliénable : titre antérieur à l'Ordonnance des moulins de 1566, titre découlant d'une concession à charge d'endiguage.

Sur le domaine fluvial (privé ou public), situé en amont de la limite de salure des eaux, l'article 433 du code rural précise qu'il "est interdit de placer dans les rivières domaniales, canaux et ruisseaux, aucun barrage, appareil ou établissement quelconque de pêcherie ayant pour objet d'empêcher entièrement le passage du poisson". Enfin, l'article 434 interdit l'emploi de produits visant à renforcer l'attractivité du site de recapture (e.g., imprégnation par la morpholine), puisqu'il interdit de jeter dans les eaux des drogues ou appâts de nature à enivrer le poisson ou à le détruire. Ceci exclut l'utilisation de méthodes de conditionnement utilisées avec succès sur les saumons du Pacifique (Hassler *et al.*, 1976).

Ainsi, la législation française interdit actuellement le développement du pacage marin privé. Celui-ci ne peut se concevoir que dans le cadre d'actions collectives ou publiques, qui requièrent une coordination étroite entre l'exploitation en milieu marin et celle en rivière. Des aides régionales ou nationales paraissent initialement nécessaires pour des lâchers de grande ampleur dont les retombées socio-économiques pourraient être ressenties au niveau de la pêche professionnelle, comme du tourisme halieutique.

7. Conclusion

Comme bien d'autres tentatives de repeuplement, le déversement de juvéniles de saumon s'est soldé pendant près d'un siècle par des échecs ou, tout au moins, par l'absence de résultats quantitatifs permettant d'en évaluer objectivement l'impact. Ceci n'a pas empêché la répétition des essais. Ce n'est qu'au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle que la maîtrise des techniques a permis de produire par l'élevage des animaux présentant les caractéristiques physiologiques nécessaires à une survie acceptable dans l'environnement naturel.

Ces résultats bouleversent les perspectives et les concepts classiques de mise en valeur et d'aménagement des ressources vivantes marines. Les opportunités ouvertes par l'aquaculture extensive résultent de la combinaison de trois ensembles de facteurs :

- la maîtrise, par des techniques appropriées d'élevage contrôlé, des phases critiques du cycle de reproduction des populations marines qui limitent, dans les conditions naturelles, l'abondance des populations adultes ;

- l'idée, supportée par des considérations théoriques récentes (Sinclair 1988) et de nombreuses observations empiriques (chapitres 3, 7 et 9) que les phases juvénile et adulte des populations naturelles ne seraient généralement pas, pour les abondances actuelles, limitées trophiquement par la productivité océanique;

- la facilité de recapturer les adultes provenant d'ensemencements artificiels, qui résulte, soit de leur caractère sédentaire (mollusques bivalves, chapitres 7 et 9), soit du comportement de "homing" qui, parce qu'il apparaît comme une condition de leur pérennité (Sinclair 1988), présente probablement un caractère général chez les populations marines. Toutefois, pour que l'homme puisse tirer facilement parti du comportement de "homing", il faut aussi que la phase de concentration adulte soit facilement accessible. Plus celle-ci sera côtière, plus la réservation du droit d'exploitation sera facilitée.

Ainsi, la faculté d'intervenir sur les facteurs naturels qui déterminent l'abondance et la variabilité des populations marines permet d'envisager d'accroître la production utilisable des ressources vivantes de la mer, de réduire la variabilité de production des populations exploitées, et de contrebalancer les effets néfastes de la dégradation des environnements continentaux et littoraux. Pourtant, hormis les mollusques bivalves, exploités depuis des siècles (huître et moule), ou plus récemment la palourde (*Ruditapes philippinarum*) et la coquille (*Patinopecten yessoensis*) (Muller Feuga et Quérellou 1975, chapitre 9), les exemples de succès sont rares. L'exploitation extensive

des salmonidés migrateurs reste, avec le repeuplement en esturgeons de la mer Caspienne (Williot 1984), l'un des rares cas réussis de pâturage marin de poissons.

De nombreuses autres tentatives d'ensemencements en poissons ou invertébrés - plie (*Pleuronectes platessa*) au Danemark (Bagge 1970) ou en Grande-Bretagne (Shelbourne 1964) ; crevette impériale (*Penaeus japonicus*), crabe bleu (*Portunus trituberculatus*) ou dorade (*Chrysophrys major*) au Japon (Hénoque 1984) ; morue (*Gadus morrhua*) en Norvège, dont l'élevage des alevins est maintenant maîtrisé (Kvenseth 1984), de homard européen (*Homarus homarus*) en France (Le Gall *et al.* 1982) ou de l'espèce locale (*Homarus americanus*) en Amérique du Nord - n'ont pas encore fait la preuve de leur impact ou de leur rentabilité. Plus récemment, divers essais de pacage marin de tortues ont eu lieu dans l'océan Indien (Le Gall 1985) et dans les Caraïbes (Caillouet 1987). Leurs résultats restent encore peu convaincants (Mrosovsky 1983).

Ces échecs ne sont pas la preuve d'une impossibilité, mais de la nécessité d'une démarche rigoureuse dans l'analyse et la réduction des aspects biologiques, écologiques et juridiques. Le succès des projets d'aquaculture extensive dépend de la capacité à produire des juvéniles présentant un taux de survie suffisant dans le milieu naturel, et de la compréhension de l'écologie et de la dynamique des populations dont on se propose de "forcer" le recrutement. Ceci est nécessaire pour identifier dans le cycle de reproduction des populations, les phases sur lesquelles il est nécessaire d'intervenir pour augmenter, d'une part, le recrutement et l'abondance des populations sauvages (chapitre 9) et, d'autre part, pour optimiser les taux de recapture. Les carences de nombreux projets, tant au niveau de la maîtrise des techniques de production de juvéniles de "qualité" qu'à celui des connaissances de l'écologie des stocks, expliquent ces échecs, et justifient l'observation de Larkin (1977) donnée en exergue de ce chapitre.

En fait, le modèle biologique offert par les saumons -espèces à faible fécondité, ayant une phase de production de juvéniles en eau douce et une phase d'engraissement rapide dans l'océan puis un retour des adultes au site de migration initiale- reste unique. Il présente un intérêt stratégique remarquable pour la mise en valeur des ressources vivantes de l'Océan. L'abondance des populations dépend de la disponibilité et de la qualité des sites en eau douce, alors que l'océan offre une pâture permettant une forte augmentation de la biomasse directement exploitable, par transformation d'une production océanique latente en produits gastronomiques nobles. La remarquable malléabilité de l'espèce, notamment vis-à-vis de ses schémas migratoires, et la relative facilité d'élevage des juvéniles, expliquent le succès croissant du pacage marin. Celui-ci représente dans certains pays une ressource importante, avec un bilan économique très favorable. Il contribue globalement pour près de 20 % aux captures mondiales de saumon. L'amélioration récente des taux de recapture en fait d'ores et déjà un mode d'exploitation majeur dont le rendement énergétique est excellent. Des progrès

sensibles sont encore à attendre du fait de l'accroissement rapide des connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces. La dynamique de leurs populations offrent plusieurs avantages pour la gestion des stocks : c'est au moment de la reproduction et, donc, de la capture, que les cohortes atteignent leur biomasse maximale ; le fait que plusieurs espèces meurent après la reproduction et que celle-ci puisse être maîtrisée par des méthodes artificielles permet de gérer l'abondance des populations, non plus par le taux d'exploitation et le taux d'échappement, mais par les ensemencements.

L'obstacle majeur à la réalisation d'opérations d'envergure est en fait d'ordre juridique et non technique. Comme dans la pêche, le progrès du pacage dépend des dispositions institutionnelles et juridiques qui seront prises pour réserver l'accès au cheptel artificiellement propagé (chapitre 15). La prise en charge des coûts afférents aux ensemencements (Etat, Régions, collectivités de bassin versant, commissions halieutiques locales, firmes privées) sera fonction des dispositions légales permettant d'octroyer des droits réservés de capture. Pour que la pacage marin devienne un mode majeur de production, ce droit devrait s'étendre, au delà du site de lâcher et de capture, sur l'ensemble de la phase marine de grossissement. Selon l'évolution du droit, on pourra choisir des souches capables, par l'ampleur de leurs schémas de migration, de valoriser la production trophique de vastes secteurs océaniques ou, au contraire, on devra se contenter de souches dont les migrations naturellement ou artificiellement réduites limitent les captures incidentes, mais aussi les perspectives de production.

En l'absence de moratorium sur la pêche du saumon en pleine mer, les cheptels peuvent être interceptés dans les eaux communautaires (CEE), internationales, voire même dans les eaux territoriales de pays éloignés des eaux d'origine (cas du saumon atlantique au Groenland). Comme le remarque Vibert (1988), aux difficultés de gestion des prises dans les eaux d'origine, s'ajoutent, sur le plan international, les difficultés de fixation et de contrôle des quotas de capture sur les zones maritimes d'engraissement où les stocks sont mélangés. Or, la pérennité d'une opération de pacage marin implique que les stocks soutenus ou artificiellement créés, soient exploités stock par stock, ou rivière par rivière, de façon à garantir des revenus qui assurent un taux de rendement suffisant pour permettre la continuité des opérations. L'optimisation de la production, en termes d'accroissement des captures -y compris par le pacage marin- et de réduction des coûts, et la gestion fine des stocks dépend de la possibilité de circonscrire les captures au voisinage des secteurs marin et dulçaquicole d'origine.

Comme le signale Larkin (1979), les actions de protection, de régulation et de repeuplement doivent servir en premier les intérêts de la ressource pour mieux servir ceux de l'exploitant et non l'inverse. Avec l'injection de juvéniles d'élevage, apparaissent les risques potentiels d'altération du potentiel génétique, d'introduction et de dissémination de maladies, et de remplacement de populations sauvages qui pourraient totalement disparaître (chapitre 11).

Diverses formules sont envisageables, depuis la prise en charge des coûts par une structure publique (Etat ou Région) ou collective (coopérative ou commission halieutique locale) en échange du paiement de redevances, à une privatisation des opérations de pacage marin. Cela suppose une évolution des institutions nécessaires au progrès de la mariculture extensive et de la pêche : statut juridique du Domaine public maritime, allocation de droits exclusifs d'usage. Le progrès dans l'exploitation des ressources halieutiques dépend aujourd'hui, d'abord, des aspects institutionnels. A cet égard, le droit ne peut être considéré comme une contrainte : avec les autres disciplines, il peut contribuer au progrès des pêches et des cultures marines. Même si elles ne sont pas toujours parfaites, des solutions utiles ont été trouvées en conchyliculture dans des pays comme la France et le Japon. Ce n'est peut être pas un hasard si le pacage de saumon est le plus avancé dans le pays où la législation en matière de réservation des droits d'usage halieutique est la plus explicite.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à exprimer leur gratitude à D. Lemercier et C. Hachin, pour les recherches et vérifications documentaires, S. Gros et L. Giboire pour les illustrations, ainsi que G. Boeuf, P. Davaine, G. Fontenelle, J.-L. Gaignon, L. Laubier, J.-Y. Le Gall et J.C. Le Guen, pour leurs commentaires sur la première version du manuscrit.

REFERENCES

- Anderson, D. and coll., 1980 - 'A development plan for Atlantic Salmon aquaculture in the Maritime Regions'. Rep. Dept. Fisheries Oceans, Canada : 119 p.
- Anon., 1962-1977 - 'Annual Reports'. Salmon Research Trust of Ireland. St James's Gate, Dublin, 8.
- , 1982a - 'Annual Report Summary'. FRED Division, State of Alaska : 14 p.
- , 1982b - 'Gestion du saumon atlantique au cours des années 1980'. Document travail, Dept. Pêches Océans, Canada : 21 p.
- , 1983a - 'Action COST 46 Mariculture'. Rapport final 1980-1983. CEE, Bruxelles : 94 p.

- , 1985 - 'Report of the Baltic salmon and sea-trout assessment Working Group'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM 85/A.
- , 1987a - 'Report of the Baltic salmon and sea-trout assessment Working Group'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM 87/A, 21 : 51 p.
- , 1987b - 'United States of America National Report'. *Int. Counc. Explor. Sea*, Working Group on introductions and transfers of marine organisms. Brest (France), June 1987.
- , 1988 - 'Report of the Study Group on the North American Salmon fishery'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM 88/M,4 : 66 p.
- Bagge, O., 1970 - 'The reaction of plaice to transplantation and tagging'. *Meddel. Denmark Fisk. Havunders.*, N.S., 6, 5: 150-332.
- Baglinière, J.-L. and G. Maise, 1985 - 'Precocious maturation and smoltification in wild Atlantic salmon in the Massif Armoricain, France'. *Aquaculture*, 45: 249-263.
- , --- and A. Champigneulle, 1986 - 'Population estimates of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, as indices of smolt production in the R. Scorff, Brittany'. *J. Fish. Biol.*, 29: 467-482.
- , ---, P. Prouzet, J.-P. Porcher, A. Nihouarn et G. Maise, 1985 - 'Caractéristiques générales des populations de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) des rivières du Massif Armoricain'. In M. Thibault et R. Billard (éd.) - 'La restauration des rivières à saumons'. Colloque de Bergerac, 1985. INRA, Paris ; Série Hydrobiologie et aquaculture : 23-51.
- Balchen, J.G., 1979 - 'Modeling, prediction, and control of fish behaviour'. In Leonides (ed.) - 'Control and dynamic systems'. Academic Press, NY., 15: 99-146.
- Banks, J.L. and L.A. Fowler, 1988 - 'Effect of accelerated fingerling rearing on adult survival of spring chinook salmon'. *Abernathy Salmon Cultural Center Technology Transfer Series*, 87, 1: 12 p.
- Bakshantansky, E.L., 1980 - 'Introduction of pink salmon into the Kola Peninsula. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 245-259.
- Bigelow, H.B. and W.C. Schroeder, 1953 - 'Fishes of the Gulf of Maine'. *U.S. Fish. Wild. Serv.*, 74: 577 p.
- Bilton, H.T. 1980 - 'Experimental releases of coho salmon in British Columbia'. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 245-259.
- , --- and G.L. Robins, 1971 - 'Response of young sockeye salmon (*O. nerka*) to prolonged periods of starvation'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 28: 1757-1761.
- , ---, D.F. Alderdice and J.T. Schnute, 1982 - 'Influence of time and size at release of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) on returns at maturity'. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.*, 39, 3: 426-447.
- Boeuf, G. 1986 - 'Les pêches et les cultures marines au Chili'. *La Pisciculture française*, 84: 5-35.
- , ---, 1987 - 'Contribution à l'étude de l'adaptation à l'eau de mer chez les poissons salmonidés. Détermination de critères de smoltification par mesure de l'activité Na+K+ ATPasique de microsomes de la branchie et des hormones thyroïdiennes plasmatiques'. Thèse Doc. Etat, Univ. Bretagne Occidentale : 308 p.

- , --, P. Lasserre and Y. Harache, 1978 - 'Osmotic adaptation of *Oncorhynchus kisutch* Walbaum. II. Plasma osmotic and ionic variations in gill Na+K+ ATPase activity in yearling coho salmon transferred to sea water'. *Aquaculture*, 15: 35-52.
- , --, A. Leroux, J.-L. Gaignon and Y. Harache, 1985 - 'Gill Na+K+ ATPase activity in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in France'. *Aquaculture*, 45, 1-4: 73-81.
- , --, J.-L. Gaignon and P. Lebail, - 'Growth hormone and thyride hormone levels during smolting in different populations of Atlantic salmon'. XIth Symposium on comparative endocrinology. Malaga, Spain (in prep.).
- Bouck, G.R. and S.D. Smith, 1979 - 'Mortality of experimentally descaled smolts of coho salmon in fresh and salt water'. *Tans. Am. Fish. Soc.*, 108, 1: 67-69.
- , --, and D.A. Johnson, 1979 - 'Medication inhibits tolerance to sea water in coho salmon smolts'. *Tans. Am. Fish. Soc.*, 108, 1:63-66.
- Brannon, E.L., 1972 - 'Mechanisms controlling migration of sockeye salmon fry'. *Int. Pacif. Sal. Fish. Comm. Bull.*, 21: 1-86.
- , --, 1981 - 'Orientation Mechanisms of Homing Salmonids'. In E.L. Brannon and E.O. Salo (eds.), 1985 - 'Salmon and Trout Migratory Behaviour Symposium', Traduit en français dans *Saumons*, 52: 3-8
- , --, 1984 - 'Influence of stock origin on salmon migratory behaviour'. In J.D. McLeave, G.P. Arnold, J.J. Dodson and W.J. Mc Neil (eds.) - 'Mechanisms of migration in fish'. *NATO Conference Series*, IV: Marine sciences : 103-111.
- Brett, J.R., 1952 - 'Temperature tolerance in young Pacific salmon genus *Oncorhynchus*'. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 9, 6: 265-323.
- Burrows, R.E. and B.D. Combs, 1968 - 'Controlled environment for salmon propagation'. *Progre. Fish. Cult.*, 30, 3: 123-136.
- Caillouet, C.W., 1987 - 'Report on efforts to prevent extinction of Kempf's Ridley Sea turtle through head starting'. NOAA/NMFS, SEFC, 188: 20 p.
- Carlin, B., 1969 - 'The migration of salmon'. *Swed. Salmon Res. Inst. Rep.*, LFI Medd, 4: 2-14.
- Chadwick, E.N.P., 1987 - 'Relationships between Atlantic Salmon smolts and adults in Canadian rivers'. In D. Mills and D.J. Piggins (eds.) - 'Atlantic Salmon : Planning for the Future' : 301-324.
- , --, T.R. Porter and P. Dowton, 1978 - 'Analysis of growth of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small Newfoundland river'. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 35: 60-68.
- Cook, P.H. 1984 - 'Directional information from surface swell: some possibilities'. In Mc Leave, J.D., G.P. Arnold, J.J. Dodson and W.J. Mc Neil (eds.) - 'Mechanisms of migration in fishes'. *NATO Conference Series*, IV: Marine sciences : 79-101.
- Cooney, R.T., 1984 - 'Some thoughts on the Alaska coastal current as a feeding habitat for juvenile salmon'. In W.G. Pearcy (ed.) - 'The influence of ocean conditions on the production of salmonids in the North Pacific'. Oregon State Uni. Press, Corvallis : 256-268.
- Davaine, P., 1987 - 'Espèces de salmonidés introduites, perspectives économiques'. Actes du Colloque sur la recherche dans les terres australes françaises, Strasbourg, 14-17 sept. 1987 (sous presse).

- , -, 1988 - 'Archipel des Kerguelen'. In 'Restauration des poissons migrateurs sur le territoire français'. *Cons. Sup. Pêche*, 54: 36.
- Donaldson, L.R. and Brannon E.L., 1976 - 'The use of warmed water to accelerate the production of coho salmon'. *Fisheries*, AFS 1: 12-16.
- Dumas, J., P. Prouzet, J.-P. Porcher et P. Davaine, 1981 - 'Etat des connaissances sur la saumon en France'. In "Aquaculture extensive et repeuplement". *CNEXO, Actes de colloques*, 12: 153-170.
- , -, et P. Casaubon, 1987 - 'Connaissances et restauration de la population de saumon atlantique de la Nivelle (Pyrénées atlantiques)'. In M. Thibault et R. Billard (eds.) - 'Restauration des rivières à saumons'. Colloque de Bergerac, 1985. INRA Paris ; Série Hydrobiologie et Aquaculture : 221-230.
- Eisner, R.A., and J.A. Ritter, 1979 - 'The Canadian Atlantic salmon smolt tag and recovery system'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM/79: M24: 12 p.
- Eriksson, L.D. *et al.*, 1981 - 'Spawning migration of hatchery-reared salmon released as smolts in the river Ljustan and its estuary'. *Swed. Salmon Res. Inst. Rep.*, 3 (en suédois, résumé en anglais).
- , M.P. Ferranti and P.O. Larsson, 1982 - 'Sea ranching of Atlantic salmon'. *Proceeding of the COST 46 Workshop* ; Lisbonne, 26-29 octobre 1982: 147 p.
- Eriksson, L.O. and T. Eriksson, 1985 - 'Non river based sea-ranching experiments and net pen rearing of Baltic salmon (*Salmo salar* L.) in the Bothnian sea'. Preliminary report of the Salmonid Workshop on biological and economical optimization of smolt production. Ministry Agriculture, Forestry and Fisheries, Government of Japan :108-129.
- FAO, 1985 - 'Yearbook of fisheries statistics'. 60: 45 p.
- Fasencieux, D., 1984 - 'Variabilité interannuelle de la croissance du saumon atlantique de l'Elorn'. Thèse Doc. 3ème Cycle, Univ. Bretagne occidentale : 88 p.
- Fontenelle, G., G. Douaire, L.L. Baglinière, P. Prouzet and Y. Harache, 1980 - 'Atlantic salmon of Brittany and lower Normandy. Preliminary observations on the characteristics of adults'. *Fish. Mgmt.*, 11, 3: 87-99.
- Fournel, F., G. Euzenat et J.-L. Fagard, 1988 - 'Situation des amphihalins dans les fleuves côtiers du nord de la Seine'. In 'Restauration des poissons migrateurs sur le territoire français'. *Cons. Sup. Pêche*, 54: 24-25.
- Frantsi, C., T.C. Flewelling and K.G. Tidswell, 1975 - 'Investigations on corynebacterial kidney disease and *Diplostomum* sp. (eye fluke) at Margaree hatchery'. *Env. Can. Res. Dev. Br. Tech. Rep.*, Mar.1T-75-9: 30 p.
- Gaignon, J.-L., 1987 - 'L'élevage des smolts de saumon atlantique'. *La Pisciculture française*, 90: 5-57.
- Gudjonson, T., 1978 - 'The Atlantic salmon in Iceland'. *J. Agr. Res. Iceland*, 10, 2: 11-39.
- , -, 1987 - 'Exploitation of Atlantic salmon in Iceland'. In D. Mills and D.J. Piggins (eds.) - 'Atlantic salmon : Planning for the future' : 162-178.
- Hara, T.I., S. Mc Donald, R.E. Evans, T. Marui and S. Arai, 1984 - 'Morpholine, bile acids and skin mucus as possible chemical cues in salmonid homing : electrophysiological re-evaluation'. In J.D. Mc Leave , G.P. Arnold, J.J. Dodson, and W.J. Mc Neil (eds.) - 'Mechanisms of migration in fishes'. *NATO Conference Series*, IV : Marine sciences : 363-378.

- , T.J., 1988 - 'Pacific salmon in Atlantic waters'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM88: Mini 6.
- Harache, Y. and A.J. Novotny, 1976 - 'Coho salmon farming in France'. *Mar. Fish. Rev.*, **38**, 8: 1-8.
- , -, G. Boeuf and P. Lasserre, 1980 - 'Osmotic adaptation of *Oncorhynchus kisutch* Walbaum. III. Survival and growth of juvenile coho salmon transferred to sea water at various times of the year'. *Aquaculture*, **19**: 253-273.
- Harden-Jones, F.R., 1968 - 'Fish migration'. E. Arnold Publ. Ltd, London : 325 p.
- , -., 1984 - 'A view from the ocean. In Mc Leave J.D., G.D. Arnold, J.J. Dodson and W.J. Mc Neil (ed.) - 'Mechanisms of migration in fishes'. *NATO Conference Series, IV : Marine sciences* : 1-26.
- Hart, A.C., 1980 - 'Juvenile salmonids in the oceanic ecosystem - The critical first summer'. In W.J. Mc Neil and D.C. Himsworth (eds.) - 'Salmonids ecosystems of the North Pacific'. Oregon State Univ. Press : 25-57.
- Hasler, A.D., A.T. Scholtz and R.M. Horral, 1978 - 'Olfactory imprinting and homing in salmon'. *American Scientist*, **38** (May-June) : 347-355.
- Healey, M.C., 1980 - 'The ecology of juvenile salmon in Georgia Strait, British Columbia'. In W.J. Mc Neil and D.C. Himsworth (eds.) - 'Salmonids ecosystems of the north Pacific'. Oregon State Univ. Press : 203-229.
- Hénoque, Y., 1984 - 'Aménagement de la ressource côtière au Japon : effet des repeuplements marins'. *Rapp. Techn. ISTPM*, **11**: 137 p.
- Herbinger, C., 1981 - 'Influence des facteurs climatiques (température et débit) sur la croissance des jeunes saumons atlantiques (*Salmo salar* L.) des populations naturelles de la rivière Elorn'. DEA, Univ. Paris VI : 36 p.
- Hoar, W.S., 1976 - 'Smolt transformation, evolution, behaviour and physiology'. *J. Fish. Res. Board. Can.*, **33**: 1234-1252.
- Horwood, J.W., and D.H. Cushing, 1978 - 'Spatial distributions and ecology of pelagic fish'. In J.H. Steele (ed.) - 'Spatial pattern in plankton communities'. Plenum Press : 355-383.
- Isaksson, A., and P.K. Bergman, 1978 - 'An evaluation of two tagging methods and survival rates of different age and treatment groups of hatchery-reared Atlantic salmon smolts'. *J. Agr. Res. Iceland*, **10**, 2: 74-79.
- , -, 1980 - 'Salmon ranching in Iceland'. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 131-156.
- , -, 1982 - 'Returns of microtagged Atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) to the Kollafjördur experimental fish farm in 1976-1979 tagging experiments'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM/82, M:34.
- , -, 1985 - 'The production of one year smolts and prospects for producing zero-smolts of Atlantic salmon in Iceland using geothermal resources'. *Aquaculture*, **45**: 305-319.
- , -, and S. Oskarsson, 1986 - 'Returns of comparable micro-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of Kollafjördur stock to three salmon ranching facilities'. *Inst. Freshw. Res. Drottning-holm*, **63**: 58-68.
- , -, 1987 - 'Salmon ranching potential in Iceland'. Proceedings of the Salmon Farming Conference, Reijkavik, Iceland, 19-20 Sept. 1985: 71-74.

- Johnson, K.A., 1970 - 'The effect of size at release on the contribution of 1964 brood Big Creek coho salmon to the Pacific coast sport and commercial fisheries'. *Oregon Fish. Comm. Res. Rep.*, 2: 12 p.
- Joyner, T., 1976 - 'Farming ocean ranges for salmon'. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 33, 4: 902-904.
- , -, 1980 - 'Salmon ranching in South America'. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 261-276.
- Kerouedan, P., 1984 - 'Aspects juridiques d'une opération de lâcher-recapture de salmonidés en Morbihan'. DESS Droit activités maritimes, Rap. AQUAMOR : 31 p. + ann.
- Kobayashi, T., 1980 - 'Salmon propagation in Japan'. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 91-107.
- Kvenseth, G., 1984 - 'Extensive production of marine fish fry in ponds and basins'. Actes Groupe travail franco-norvégien aquaculture. Brest, 5-8 décembre 1984 : 305-321.
- Larkin, P.A., 1977 - 'Pacific salmon'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish population dynamics'. A Wiley interscience Publication : 156-186.
- , ---, 1979 - 'May be you can't get there from here : a foreshortened history of research in relation to management of Pacific salmon'. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 36: 98-106.
- Larsson, N.O., 1979 - 'The importance of time and place of release of salmon and sea-trout on the results of stocking'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM/77, M: 42.
- , ---, and P.O. Larsson, 1979 - 'Predation on hatchery reared smolts after river release in the river Lule'. *Rep. Swed. Salm. Res. Inst.*, Alvkarleby, 9: 14 p. (en suédois, sommaire en anglais).
- Larsson, P.O., 1982 - 'Salmon ranching in Sweden'. In L.D. Eriksson, M.P. Ferranti, and P.O. Larsson (eds.) - 'Sea ranching of Atlantic salmon'. - *Proceedings of the COST 46 Workshop* ; Lisbonne, 26-29 oct. 1982 : 127-136.
- Lasserre, P., G. Boeuf and Y. Harache, 1978 - 'Osmotic adaptation of *Oncorhynchus kisutch* Walbaum. I. Seasonal variations of the gill Na+K+ ATPase activity in coho salmon, 0+ age and yearling, reared in freshwater'. *Aquaculture*, 15: 365-382.
- Le Gall, J.-Y., 1985 - 'Elevage de la tortue verte marine à l'île de la Réunion (1978-1985)'. *La Pêche maritime*, juil-août 1985 : 434-440.
- , ---, M. Jézéquel, J. Lorec et Y. Hénocque, 1981. - 'Variabilité annuelle du recrutement et évaluation des besoins en nombre de captures d'une pêcherie littorale de homard (*Homarus gammarus*) en Bretagne (île d'Houat), de 1973 à 1978'. In "Aquaculture extensive et repeuplement". *CNEXO, Actes de colloques*, 12: 87-100.
- Marshall, T.L., 1987 - 'Harvest and recent management of Atlantic salmon in Canada'. In E.D. Mills and D.J. Piggins (eds.) - 'Atlantic salmon : Planning for the Future' : 17-142.
- Mathisen, O.A. and T. Gudjonsson, 1978 - 'Salmon management and ocean ranching in Iceland'. *J. Agr. Res. Iceland*, 10, 2.

- Mattews, S.B., 1984 - 'Variation of marine survival of Pacific salmonids : a review'. In W.G. Pearcy (ed.) - 'The influence of ocean conditions on the propagation of salmonids in the north-Pacific'. Oregon State Univ. Press, Corvallis.
- , ---, J.B. Mock, K. Willson and H. Senn, 1976 - 'Energy efficiency of Pacific salmon aquaculture'. *Progve. Fish. Cult.*, 38: 102-106.
- Mc Isaac, D.O. and T.P. Quinn, 1988 - 'Evidence for a hereditary component in homing behaviour of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*)'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 45: 2201-2205.
- Mc Keown, B.A., 1984 - 'Fish migration'. Timber Press, Portland, Oregon : 224 p.
- Mc Leave, J.D., G.P. Arnold, J. Dodson and W.J. Mc Neil (eds.), 1984 - 'Mechanisms of fish migration'. *NATO Conference Series, IV : Marine Sciences* : 575 p.
- Mc Neil, W.J., 1967 - 'Survival of pink and chum salmon eggs and alevins. In J. Northcote (ed.) - 'Symposium on salmon and trout in streams'. M.R. Mc Millan Lecture in fisheries, Univ. British Columbia : 101-117.
- , ---, 1980 - 'Salmon ranching in Alaska'. In J. Thorpe (ed.). - 'Salmon ranching'. Academic Press : 13-27.
- Mrosowski, W., 1983 - 'Conserving sea-turtles'. *Publ. British Herpetol. Soc.*, London : 171 p.
- Muller-Feuga, A. et J. Quérellou, 1973 - 'L'exploitation de la coquille Saint-Jacques au Japon'. *CNEXO, Rap. Scient. Tech.*, 14.
- Myers, R.A., 1984 - 'Demographic consequence of precocious maturation of Atlantic salmon (*Salmo salar*)'. *Can. J. Aquat. Sci.*, 41: 1349-1353.
- Neave, F., 1964 - 'Ocean migrations of Pacific salmon'. *J. Fish. Rs. Bd. Can.* 21, 5: 1227-1244.
- Novotny, A.J., 1975 - 'Net pen culture of Pacific salmon im marine waters'. *Mar. Fish. Rev.*, 37, 1: 36-47.
- , ---, 1980 - 'Delayed release of salmon'. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 325-369.
- Peterman, R.M., 1980 - 'Testing for density-dependent marine survival in Pacific salmonids. In W.J. Mc Neil and D.C. Himsworth (eds.) - 'Salmonids ecosystems of the North Pacific'. Oregon State Univ. Press : 1-24.
- Peterson, H., 1973 - 'Adult returns to date from hatchery-reared one year old smolts'. *Int. Atl. Salmon. Symposium. Spec. Publ. Series. 4: 219-226.*
- Piggins, D.J., 1981 - 'Atlantic salmon ranching in Ireland'. In "Aquaculture extensive et repeuplement". *CNEXO, Actes de colloques*, 12: 127-133.
- , ---, 1982 - 'Sea ranching of salmon in Ireland: present status and some limiting factors. In L.O. Eriksson, M.P. Ferranti and P.O. Larson (eds.) - 'Sea ranching of Atlantic salmon'. *Proceedings of the COST 46 Workshop* ; Lisbonne, 26-29 Oct. 1982 : 73-80.
- Prouzet, P., 1979 - 'Le saumon atlantique de l'Elorn et de l'Aulne ; étude des stocks et repeuplement'. Thèse Doc. 3ème cycle, Univ. Bretagne occidentale, Brest : 233 p.
- , ---, 1981a - 'Observations d'une femelle tacon de saumon atlantique (*Salmo salar*) parvenue à maturité sexuelle en rivière'. *Bull. Fr. Piscic.*, 282 : 16-19.

- , -, 1981b - 'Caractéristiques d'une population de salmonidés (*Salmo salar* et *S. trutta*) remontant un affluent de l'Elorn (rivière de Bretagne nord) pendant la période de reproduction 1979-1980'. *Bull. Fr. Piscic.*, 283: 140-153.
- , -, 1983 - 'Le pacage marin de saumon atlantique en Europe'. *La Pêche Maritime*, **61**, 1261: 202-208.
- , -, 1984 - 'Les stratégies de développement du saumon atlantique dans les provinces maritimes canadiennes : pêche et aquaculture'. *La Pêche Maritime*, 1274: 263-272.
- , -, 1989 - 'Salmon in France. The status and management of salmon stocks'. In 'Salmon in Spain'. *Int. Atl. Salmon Symp.*, Santander, Spain, 6-9 June 1989 (in prep.).
- , -, et J.-L. Gaignon, 1982 - 'Production de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) juvéniles et adultes sur un ruisseau de Bretagne nord (France) à partir d'une souche islandaise'. *Rev. Trav. Pêches Marit.*, **45**, 2: 155-174.
- , -, et P. Davaine, 1982 - 'Atlantic salmon. Development prospects in France and its overseas departments'. In L.O. Eriksson, M.P. Ferranti and P.O. Larsson (eds.) - 'Sea ranching of Atlantic salmon'. *Proceedings of the COST 46 Workshop* ; Lisbonne, 26-29 Oct. 1982 : 63-72.
- , -, et J. Dumas, 1987 - 'Measurement of Atlantic salmon escapement'. In D. Mills and D.J. Piggins (eds.) - 'Atlantic salmon : Planning for the future': 325-344.
- Peyefinch, K.A., 1966 - 'The results of the international tagging tests'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CN/66, M: 13.
- Quinn, T.P., 1984a - 'An experimental approach to fish compass and map orientation. In J.D. Mc Leave, G.P. Arnold, J.J. Dodson and W.J. Mc Neil (eds.) - 'Mechanisms of migration in fishes'. *NATO Conference Series*, IV : Marine sciences : 113-123.
- , ---, 1984b - 'Homing and straying in Pacific salmon'. In J.D. Mc Leave, G.P. Arnold, J.J. Dodson and W.J. Mc Neil (eds.) - 'Mechanisms of migration in fishes'. *NATO Conference Series*, IV : Marine sciences : 357-362.
- , ---, and K. Fresh, 1984 - 'Homing and straying in chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from Cowlitz river hatchery, Washington'. *Can. J. Fish. Aquac. Sci.* 41: 1078-1082.
- Ricker, W.E., 1972 - 'Hereditary and environmental factors affecting certain salmonid populations'. In 'The stock concept in Pacific salmon'. H.R. Mc Millan Lectures on fisheries : 27-160.
- , ---, 1980 - 'Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons'. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 191 F: 409 p.
- Ritter, J.A., 1975 - 'Lower ocean survival rates for hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks released in rivers other than their native streams'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM/75 : M26.
- , ---, and T.G. Carey, 1980 - 'Salmon ranching in the Atlantic Maritime Provinces of Canada'. In J. Thorpe (ed.). - 'Salmon ranching'. Academic Press : 109-130.
- Rogers, D.E., 1980 - 'Density-dependant growth of Bristol Bay sockeye salmon'. In W.J. Mc Neil and D.C. Himsforth (eds.) - 'Salmonids ecosystems of the north Pacific'. Oregon State Univ. Press : 267-283.

- Sandercock, F.K. and E.T. Stone, 1979 - 'The effect of rearing density on subsequent survival of Capilano coho'. Portland, Oregon: 136-143.
- Saunders, R.L., 1982 - 'Sea ranching of Atlantic salmo in Canada'. In L.O. Eriksson, M.P. Ferranti and P.O. Larsson (eds.) - 'Sea ranching of Atlantic salmon'. *Proceedings of the COST 46 Workshop* ; Lisbonne, 26-29 Oct. 1982 : 5-21.
- , ---, E.B. Henderson and B.D. Glebe, 1982 - 'Precocious sexual maturation and smoltification in male Atlantic salmon (*Salmo salar*)'. *Aquaculture*, 28: 211-229.
- Scarnecchia, D., 1984 - 'Climatic and oceanic variations affecting yield of Icelandic stocks of Atlantic salmon'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 917-935.
- Shelbourne, J.E., 1964 - 'The artificial propagation of marine fish. In F.S. Russel (ed.) *Adv. Mar. Biol.*, 2, 1: 1-83.
- Sinclair, M.M., 1988 - 'Marine Populations. An Essay on Population Regulation and Speciation'. Washington Sea Grant Program. Univ. Washington Press, Seattle : 252 p.
- Stolte, L.W., 1974 - 'Introduction of coho salmon into the coastal waters of New Hampshire'. *Progve. Fish. Cult.*, 36, 1: 29-32.
- Stephen, K., J.D. Fulton and O.D. Kennedy, 1969 - 'Summary of biological oceanographic observations in the Straight of Georgia, 1965-1968'. *Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.*, 110: 1-11.
- Stradmeyer, L., 1985 - 'The reponse of hatchery-reared Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) to pelleted and live wild prey'. Ph.D Thesis. Univ. Amsterdam. Neth.
- Sumari, O. and J. Toivonen, 1982 - 'Salmon ranching in Finland'. In L.O. Eriksson, M.P. Ferranti and P.O. Larsson (eds.) - 'Sea ranching of Atlantic salmon'. *Proceeding of the COST 46 Workshop* ; Lisbonne, 26-29 Oct. 1982 : 51-60.
- Tane, J.-P. et H. Lethier, 1988 - 'Bilan des interventions 1976-1987'. In 'Restauration des poissons migrateurs sur le territoire français'. *Cons. Sup. Pêche*. 54: 19-20.
- Taylor, L.R., and R.A.J. Taylor, 1977 - 'Aggregation, migration and population mechanics'. *Nature*, 265: 415-421.
- Thibaut, M., 1980 - 'Aménagement et gestion des rivières de saumon atlantique du Massif Armorican'. In Min. Envir., 3èmes Assises internationales de l'Environnement. Société et environnement, 4: 103-109.
- , ---, 1986 - 'Le saumon en France'. *Pour la science*, 110: 7-9.
- Thorpe, J.E., 1977 - 'Bimodal distribution of length of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) under artificial rearing conditions'. *J. Fish. Biol.*, 11: 175-184.
- , ---, 1984 - 'Downstream movements of juvenile salmonids : a forward speculative view'. In J.D. Mc Leave, G.P. Arnold, J.J. Dodson, and W.J. Mc Neil (eds.) - 'Mechanisms of migration in fishes'. *NATO Conference Series, IV : Marine sciences* : 387-396.
- , ---, 1986a - 'Age at first maturity in Atlantic salmon: freshwater period influences and conflicts with smolting'. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 89: 7-14.
- , ---, 1986b - 'Some biological problems in ranching salmonids'. *Inst. Freswater Res. Drottningholm. Rep.*, 63: 91-104.
- , ---, 1987 - 'Smolting versus residency : Developmental conflict in salmonids'. *Am. Fish. Symposium*, 1: 244-252.
- , ---, 1988 - 'Salmon migration'. *Sci. Prog. Oxf.* 72: 345-370.

- Vibert, R., 1988 - 'Prospective et développement'. In 'Restauration des poissons migrants sur le territoire français.' *Cons. Sup. Pêche.*, 54: 38.
- Wahle, R.J., 1981 - 'Impact of artificial propagation of salmon on the Pacific coast of the United States and Canada, 1872-1979'. In 'Aquaculture extensive et repeuplement'. *CNEXO, Actes de colloques*, 12: 143-147.
- , ---, R.R. Vreeland and R.H. Lander, 1974 - 'Bioeconomic contribution of Columbia river hatchery fall coho salmon 1965 and 1966 broods to the Pacific salmon fisheries'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 72: 139-169.
- , --- and R.R. Vreeland, 1978 - 'Bioeconomic contribution of Columbia river hatchery fall chinook salmon 1961 to 1964 broods to the Pacific salmon fisheries'. *Fish. Bull. (U.S.)* 76: 179-208.
- Wallis, J., 1968 - 'Recommended time, size and age for release of hatchery-reared salmon and steelhead trout'. *Fish. Comm. Oregon. Proc. Rep.*, 61 p.
- Walters, C.R., R. Hilborn, R.M. Peterman and M.J. Staley, 1978 - 'Model for examining early ocean limitation of Pacific salmon production'. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 35: 1303-1315.
- Wankowski, A.F. and J.E. Thorpe, 1979 - 'The role of food particle size in the growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar L.*)'. *J. Fish. Biol.*, 14: 351-370.
- Waugh, G.D., 1980 - 'Salmon in New Zealand'. In J. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Academic Press : 277-303.
- Wendt, G.A.G. and R.L. Saunders, 1973 - 'Changes in carbohydrate metabolism in young atlantic salmon in response to various forms of strep'. *Int. Atl. Salmon Symp.*, Sr Andrews, Canada, Sept. 1972, Spec. Public., 4: 55-82.
- Williot, P., 1984 - 'L'expérience soviétique en matière d'exploitation des stocks d'esturgeon en mer d'Azov et mer Caspienne'. CEMAGREF, Etude 20: 50 p.
- Youngston, A.F. and T.H. Simpson, 1984 - 'Changes in serum thyroxine levels during smolting in captivity and wild Atlantic salmon (*Salmo salar L.*)'. *J. Fish. Biol.*, 24: 29-39.

Annexe 8.1 - Principales caractéristiques biologiques et écologiques des salmonidés migrateurs.

Espèces	Nom vernaculaire	Epoque de remontée	Durée de vie en rivière ⁽¹⁾	Durée de vie en mer
<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	saumon "pink" (humpback)	juillet-octobre	quelques jours à quelques semaines	18 mois
<i>Oncorhynchus keta</i>	saumon "chum" (dog, keta)	fin d'été début automne	quelques jours à quelques mois	6 à 42 mois
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	saumon "chinook" (king, quinnat)	printemps-automne	3 à 12 mois	2 à 7 ans
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	saumon "coho" (silver)	automne	12 à 36 mois	6 à 24 mois
<i>Oncorhynchus nerka</i>	saumon "sockeye" (blucback, red)	été-début automne	3 à 36 mois	6 à 36 mois
<i>Oncorhynchus masou</i>	saumon "masou" (cherry)	automne	12 à 36 mois	6 à 24 mois
<i>Oncorhynchus rhodurus</i>	saumon "amago"	été-automne	12 mois	qq. mois à 12
<i>Salmo gairdneri steelhead</i>	truite arc en ciel	été-hiver	12 à 36 mois	très variable, pontes multiples
<i>Salmo trutta</i>	truite commune (truite de mer)	fin printemps-début hiver	12 à 36 mois	très variable, 6 à 24 mois généralement, pontes multiples
<i>Salmo salar</i>	saumon atlantique	tout au long de l'année	12 à 48 mois	18 à 48 mois, faible % de pontes multiples

(1) depuis l'émergence.

Espèces	Taille	Poids	Produc. 10 ³ t. (2)	Zone de distribution naturelle
<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	60-70 cm	1,4 à 2,3 kg	300	océan Pacifique, du sud de la Californie à l'Alaska, et de la Sibérie à l'île d'Hokkaido
<i>Oncorhynchus keta</i>	jusqu'à 100 cm, moyenne : 65 cm	moyenne : 3,6 kg	270	océan Pacifique, du sud de la Californie à l'Alaska, et de la Sibérie à l'île Fusan (Japon)
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	moyenne : 90 cm, jusqu'à 150 cm	2 à 14 kg, jusqu'à 57 kg	20	océan Pacifique, du sud de la Californie à l'Alaska, et des Aléoutiennes jusqu'à l'île d'Hokkaido
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	50 à 70 cm, jusqu'à 100 cm	2,7 à 5,4 kg	47	océan Pacifique, du sud de la Californie à l'Alaska, et de la Sibérie à la Corée
<i>Oncorhynchus nerka</i>	moyenne : 65 cm	3 kg	15	océan Pacifique, de la rivière Columbia à l'Alaska, et de la Sibérie jusqu'au nord de l'île d'Hokkaido
<i>Oncorhynchus masou</i>	50 à 70 cm	2 à 4 kg	4	exclusivement sur la côte asiatique du Pacifique, dans le nord de l'archipel japonais
<i>Oncorhynchus rhodurus</i>			très faible	océan Pacifique, exclusivement sur la côte ouest de l'île de Honshu (Japon)
<i>Salmo gairdn. steelhead</i>	50 à 70 cm, jusqu'à 110 cm	3 à 4 kg, jusqu'à 16 kg	1	océan Pacifique, du sud de la Californie à l'Alaska
<i>Salmo trutta</i>	50 à 60 cm	2 à 3 kg	0,5	océan Atlantique, du Maroc à la mer Blanche ; Méditerranée, Caspienne, mer d'Aral
<i>Salmo salar</i>	60 à 90 cm, jusqu'à 150 cm	2 à 8 kg, jusqu'à 30 kg	1,1	océan Atlantique, du nord-est des Etats-Unis à la baie d'Ungava ; du nord du Portugal à la mer de Kara

(2) source, FAO 1985

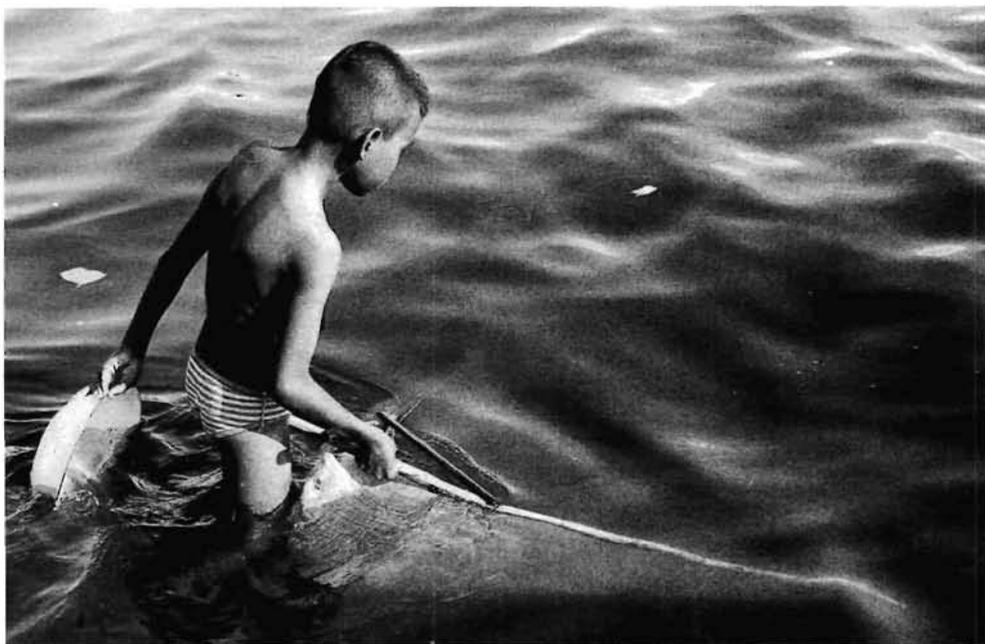


Photo 14. — Pêche de larves de crevettes et de juvéniles de milkfish (*Chanos chanos*)
pour l'aquaculture aux Philippines.
(Cliché O. Barbaroux – IFREMER).



Photo 15. — Pêche de coquilles Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc (France).
(Cliché O. Barbaroux – IFREMER).

9 - REPEUPLEMENT ET FORCAGE DU RECRUTEMENT DE LA COQUILLE SAINT-JACQUES (*Pecten maximus*)

Jean Boucher et Jean-Claude Dao

"L'idée fondamentale a été de suivre les germes (oeufs, larves et jeunes alevins) pendant leur dispersion progressive sous l'influence des courants, leur migration passive depuis les aires de ponte jusqu'aux limites géographiques de l'espèce"

Damas, D. 1909 - Contribution à la biologie des gadidés.

"Les petites plies peuvent être remises vivantes à l'eau, où elles grossiront tellement en poids et en valeur que les mêmes pêcheurs qui les prirent la première fois ont de très grandes chances de les recapturer lorsque leur valeur aura beaucoup augmenté".

Peterson et al., 1907. Summary report on the present state of our knowledge with regard to plaice and plaice-fisheries.

Biologiste à l'IFREMER, Jean Boucher a consacré une grande part de ses recherches à l'écologie des populations de copépodes des systèmes de résurgences côtières et des fronts thermohalins. Responsable en 1983 du programme sur le déterminisme du recrutement de la coquille Saint-Jacques, ses travaux se sont orientés sur l'analyse du rôle de la variabilité hydroclimatique dans les fluctuations des populations exploitées de cette espèce. Docteur ès sciences (Université P. et M. Curie, Paris), il est actuellement responsable du Laboratoire d'océanographie halieutique au Centre IFREMER de Nantes (France).

Après avoir travaillé sur l'évaluation des stocks de thonidés de l'Atlantique nord-oriental, Jean-Claude Dao s'est consacré à la gestion des stocks sauvages de coquille Saint-Jacques et au développement de la pectiniculture extensive. Il assure la coordination de ce programme en Bretagne. Jean-Claude Dao est chef du Laboratoire d'aquaculture des mollusques bivalves au Centre IFREMER de Brest (France).

1. Introduction

Forcer le recrutement : derrière ces deux mots, l'objectif est de porter un stock dont l'exploitation par pêche fluctue fortement, comme la ressource, à un niveau supérieur d'abondance, de le maintenir à ce niveau élevé, et de réduire ainsi son instabilité naturelle.

Les peignes, coquille Saint-Jacques, pétoncle géant ou "queen scallop" des Anglo-Saxons, présentent un certain nombre de particularités favorables pour cette démarche. Les stocks, généralement côtiers ou néritiques, et sédentaires, font surtout l'objet d'une exploitation par pêche. Ils sont mondialement répartis : *Placopecten magellanicus* et *Argopecten gibbus* des côtes orientales du continent nord-américain, *A. purpuratus* et *A. circularis* des côtes occidentales de ce continent, *Patinopecten yessoensis* au Japon, *Pecten novozelandiae* en Nouvelle-Zélande, *P. fumatus* en Australie, *P. maximus*, *Chlamys opercularis* et *C. islandica* des côtes européennes. La valeur élevée des produits explique le poids économique de leurs pêcheries. Au Japon, l'espèce la plus importante a donné lieu à une substitution à l'exploitation traditionnelle, par pêche, d'une pectiniculture extensive. Ces interventions ont permis une augmentation considérable de la production. Par contre, certains stocks sauvages fluctuent fortement, voire régressent et stagnent à des niveaux faibles. C'est le cas actuellement des gisements bretons de coquille Saint-Jacques. L'exemple de la pectiniculture japonaise est à l'origine de l'idée séduisante d'en provoquer artificiellement la reconstitution, puis la multiplication.

Cet objectif serait plus facile à atteindre si l'on connaissait les lois qui déterminent les fluctuations des populations. On admet classiquement que l'abondance des populations aquatiques et leurs fluctuations dépendent de l'effet conjugué de la biomasse féconde sur le volume de leur reproduction, et de celui des conditions de l'environnement sur la survie des premiers stades du cycle de développement (chapitres 4, 5 et 6). Pour forcer le recrutement, il faut être en mesure d'intervenir sur les sources de ces fluctuations. Le plus souvent, ce progrès a été obtenu par une approche pragmatique, par essais et erreurs successifs. Cependant, cette démarche n'est pas toujours suffisante, y compris pour conclure que le forçage n'est éventuellement pas faisable. Mais, comment appliquer des lois quand celles-ci ne sont pas connues ? Faut-il attendre que la recherche les ait établies avant d'aborder les applications ?

L'objet de ce chapitre est d'illustrer, sur l'exemple des populations bretonnes de coquille Saint-Jacques, comment, en fait, les deux approches, fondamentale et empirique, se complètent et peuvent être combinées pour éclairer les deux facettes d'une même question : stabiliser la production d'un cheptel à un niveau supérieur de productivité, et élucider les lois de régulation des populations aquatiques.

2. Captage du naissain et repeuplement : principes et implications

Capter du naissain dans le milieu naturel, le prélever, puis l'élever pour augmenter l'effectif du cheptel producteur est une méthode traditionnelle en ostréiculture et en mytiliculture (chapitre 7). Une démarche similaire a été suivie au Japon pour la culture de la coquille *Patinopecten yessoensis*. Sur différents sites, l'effectif est porté, puis maintenu, à un niveau supérieur par captage de naissain, puis semis de juvéniles (cf. analyse de Ventilla, 1982) : l'exemple du développement de la pectiniculture dans la baie de Mutsu en donne une bonne illustration (Aoyama 1989, fig. 9.1).

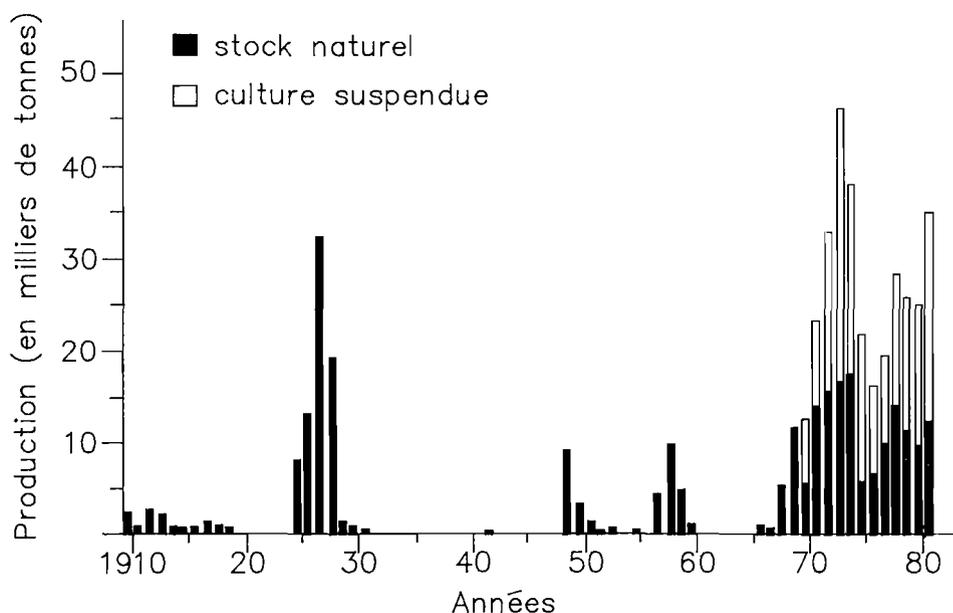


Figure 9.1 - Production annuelle de coquilles (*Patinopecten yessoensis*) par pêche et culture dans la baie de Mutsu, Japon (d'après les données du laboratoire de Mura).

Différents enseignements peuvent être tirés de la conchyliculture :

- il existe une marge entre la biomasse d'adultes compatible avec la capacité trophique d'un site et celle d'un stock sauvage dont le recrutement est régulé naturellement ;

- un processus de régulation détermine l'abondance du naissain : ce processus révèle l'existence d'une compétence particulière intraspécifique soit entre adultes et postlarves, soit entre postlarves ;

- cette régulation peut être modifiée par l'apport artificiel de surfaces nécessaires à la fixation des larves (naissain).

Sur différents sites, le recours aux cultures suspendues permet d'augmenter encore le taux de charge. C'est un argument supplémentaire en faveur d'une régulation par compétition par l'espace, et non par l'énergie trophique disponible : il est possible d'augmenter la charge en adultes d'un site, en utilisant non seulement les fonds, mais aussi la colonne d'eau, avant que n'apparaisse un déclin excessif des performances au niveau du grossissement (chapitre 7).

A cause du caractère empirique de la démarche, les données manquent pour une analyse quantitative des processus en jeu. Cependant, pour ces bivalves sédentaires, cultivés dans des sites rétensifs des phases planctoniques, le cheptel peut être assimilé à une population au sens mendélien du terme. La régulation de la population s'effectue par effets dépendant de la densité, selon les concepts classiques en évaluation des stocks halieutiques.

Dans une population, l'augmentation d'effectif (dN), initialement exponentielle en fonction du temps suivant une loi géométrique (fig. 9.2a), tend selon une fonction dite logistique vers une limite fixée par la capacité d'accueil (K) du site (cf. Barbault 1981) :

$$\text{Fonction géométrique : } \frac{dN}{dt} = rN \quad \text{où } r \text{ est le taux intrinsèque maximum d'accroissement de la population.}$$

$$\text{Fonction logistique : } \frac{dN}{dt} = rN \frac{K - N}{K}$$

Dans cette loi, le recrutement d'une population peut être substitué à l'accroissement de son effectif, si les taux de mortalité et de fécondité des adultes peuvent être considérés comme constants. C'est le modèle classique de relation stock-recrutement (fig. 6.9), utilisé en dynamique des populations halieutiques. Il implique que le recrutement soit proportionnel à la biomasse des reproducteurs pour des niveaux faibles de celle-ci, puis qu'il plafonne, voire décroisse, pour des biomasses élevées : lorsque la capacité d'accueil du milieu se sature, il y a perte de la proportionnalité initiale entre générations successives (fig. 9.2b). Lorsque le cycle de développement

comprend plusieurs stades entre adultes et recrues (œufs, larves, naissain, ...), chacun avec son écologie particulière, une relation de ce genre peut exister pour chacun des stades (chapitre 4).

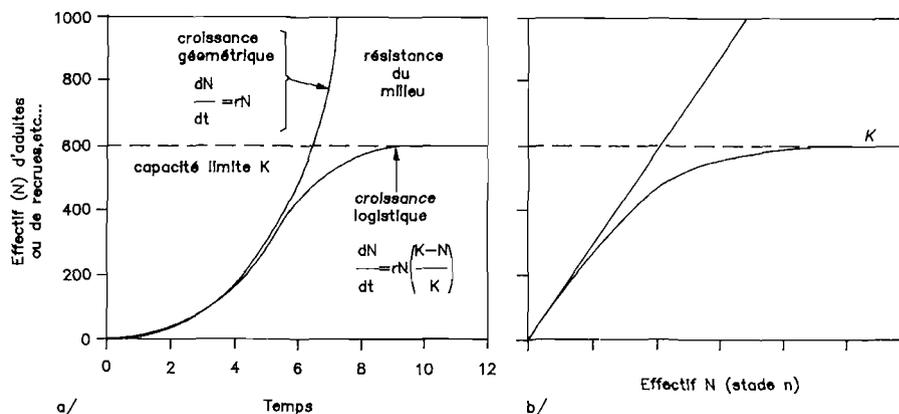


Figure 9.2 - Croissance géométrique et croissance logistique (2a) et effet de la limite de capacité d'accueil du milieu sur la condition de proportionnalité des effectifs entre stades successifs du cycle vital (2b), (d'après Barbault 1981).

Ainsi, dans le cas des populations de pectinidés, l'effectif d'adultes ne peut croître indéfiniment, sans que les larves auxquelles il donne naissance finissent par saturer les surfaces colonisables disponibles. Il y a une limite à l'effectif du naissain qui se fixe, que ce soit parce que l'abondance des larves avant la fixation excède la capacité d'accueil du milieu, ou à cause de l'insuffisance des surfaces qui conviennent à leur fixation, ou pour tout autre cause. De manière générale, le processus de régulation des générations successives, par l'abondance des adultes et la capacité du milieu, fait intervenir un ou plusieurs mécanismes dépendant de la densité. Il peut y avoir un effet dépensatoire s'il y a augmentation du taux de mortalité (pour des biomasses adultes fortes), ou un effet compensatoire s'il y a diminution de ce taux (pour des biomasses faibles).

Il en résulte qu'une part du naissain produit, ne pouvant se fixer, meurt sans contribuer au recrutement. Les actions de repeuplement visent à capter une partie du naissain condamné, pour accroître artificiellement le recrutement et l'effectif de la population adulte. Ainsi, le captage modifie positivement l'équilibre entre l'accélération initiale de croissance de l'effectif de la population (fonction géométrique exponentielle), et l'effet dépensatoire de densité-dépendance.

Pour que le forçage du recrutement par captage soit réalisable, il faut qu'il y ait :

- une forte production moyenne d'oeufs et de larves avant la fixation ;
- un effet marqué de densité-dépendance au moment de la fixation, par l'intermédiaire de la surface disponible.

On peut concevoir que ces conditions ne soient pas réunies pour des populations dont le stock adulte est tombé à un niveau très bas, ou lorsque l'environnement s'est modifié dans le sens d'un accroissement marqué des effets dépensatoires (régression). Parce qu'elle repose sur une hypothèse d'invariance moyenne de l'environnement, la relation stock-recrutement ne rend pas compte de régressions possibles du recrutement sous l'effet d'une évolution pluriannuelle de l'environnement.

Une régulation de type catastrophe, par les facteurs physiques du milieu (Andrewartha and Birch 1954), a également été proposée. Chez les bivalves, une régulation de ce type pourrait intervenir à différents niveaux du cycle : mortalités d'adultes, chute de la fécondité, dispersion des larves planctoniques, ... Les deux modèles de régulation ne s'excluent pas mutuellement. Les théories syncrétiques proposées actuellement, qui incluent le rôle de la diversité et de l'hétérogénéité des populations et du milieu (cf. analyse *in* Barbault 1981), les intègrent.

En d'autres termes, une perspective de repeuplement est justifiée *a priori* si la population a une capacité d'expansion, même très faible, ou si le recrutement ne fluctue pas excessivement sous l'effet de l'environnement, pour une biomasse donnée de géniteurs.

3. Repeuplement des stocks de coquille Saint-Jacques en Bretagne : résultats et interrogations

A la fin des années 70, plusieurs circonstances jouaient en faveur du lancement d'un programme de repeuplement des stocks bretons de coquille Saint-Jacques :

- le stock de la rade de Brest, qui produisait les années précédentes de 1 000 à 1 500 tonnes/an (poids vif), s'était effondré en 1963 ; depuis, sa production stagne autour d'une centaine de tonnes ;

- dans le même temps, une exploitation s'était développée en baie de Saint-Brieuc (fig. 9.3) passant, de 1972 à 1976, de la centaine de tonnes à 10 - 12 000 tonnes/an ;
- des chercheurs avaient pris connaissance des progrès de la pectiniculture au Japon (Muller-Feuga et Quérellou 1973, Quérellou 1975) ;
- des premiers essais de captage de naissain réalisés en baie de Saint-Brieuc avaient abouti à des rendements de l'ordre de 150 coquilles par collecteur (Buestel *et al.* 1979) ; les taux de croissance et de survie obtenus lors d'essais de grossissement jusqu'à la taille commerciale étaient satisfaisants (Buestel et Dao 1979).

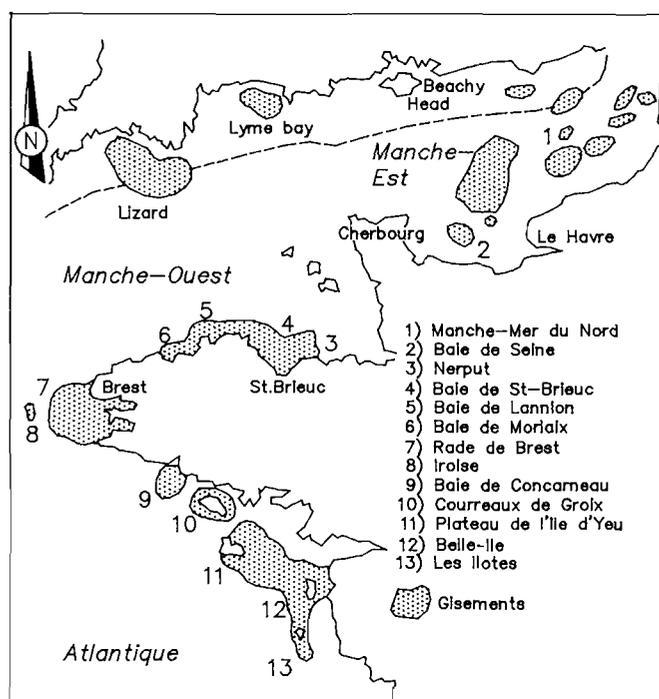


Figure 9.3 - Répartition des gisements de coquille Saint-Jacques (*P. maximus*) en Manche et sur les côtes atlantiques françaises.

Le scénario de repeuplement défini en 1982 prévoyait : "la reconstitution d'un stock de géniteurs en rade de Brest par apport de juvéniles, jusqu'à constitution d'un

cheptel suffisant pour obtenir par reproduction naturelle les individus nécessaires pour assurer l'auto-renouvellement de ce stock, en permettant une exploitation par pêche¹.

3.1. Historique et principaux résultats

Le scénario originel était implicitement basé sur le principe d'une régulation de la population par sa taille, suivant un mécanisme de densité-dépendance. Selon le modèle de relation stock-recrutement et l'hypothèse, alors couramment admise, d'une réduction excessive du stock parental sous l'effet d'une trop forte pêche, il était nécessaire et suffisant d'intervenir initialement sur la reconstitution du stock. On supposait que, si le stock restait à un niveau très bas, c'était, par exemple, parce que la probabilité de rencontre des gamètes était réduite. Un apport initial d'animaux était alors nécessaire pour améliorer le taux de fécondation. Cet apport devait, au dessus d'un certain seuil, enclencher un processus autonome de multiplication, jusqu'au retour du stock à l'abondance qu'il avait avant son effondrement : plus de géniteurs produiraient plus d'oeufs, de larves, de juvéniles et, finalement, d'adultes, etc... Ce scénario ne tenait pas compte de l'influence possible de l'environnement. Il supposait aussi que l'abondance du stock avant son effondrement correspondait à un état stationnaire de la population (chapitre 4). On espérait, qu'une fois le stock revenu à cet état, le captage de naissain naturel permettrait de développer une pectiniculture extensive sur différents sites.

Pour déclencher ce processus, on envisagea initialement de recourir à l'importation de naissain naturel d'origine étrangère. Le choix de recourir à du naissain plutôt qu'à des adultes fut justifié par des arguments de facilité de manutention. Mais des difficultés d'approvisionnement obligèrent à recourir à la production artificielle de naissain. Le champ des investigations était de ce fait élargi à l'étude *in vitro* de la reproduction, et à celle *in situ* des stades juvénile, jeune et adulte. Cette révision du programme conduisit à la mise au point d'une technique de reproduction en éclosion, de prélevage en milieu naturel dans des casiers de protection et, enfin, à l'étude des conditions de survie et des performances de grossissement des juvéniles, des jeunes et des adultes après ensemencement sur des fonds naturels.

Le bilan, en 1985, des résultats acquis faisait apparaître des progrès considérables dans ces domaines : production artificielle de naissain en éclosion, prélevage en milieu naturel protégé, conditions des semis, croissance et survie des jeunes jusqu'à leur capture (Dao *et al.* 1985). Toutefois, leur étude n'ayant pas été

¹ Groupement de Support à la Gestion - Programme pluriannuel pectinidés. Rapport interne.

abordée, les mécanismes de régulation de la population - notamment au niveau de la survie des oeufs et des larves, durant leur vie pélagique - restaient inconnus.

Les taux de survie du naissain, durant le préélevage et à partir des semis, dépendent du site. Les principaux aléas rencontrés (salissure des paniers, mortalités par des vers perforants (*Polydora sp.*) et les bigorneaux perceurs (*Ocenebra erinacea*), infestations de compétiteurs) ont pu être limités par la surveillance et l'intervention sur les casiers de préélevage. Une autre cause de mortalité apparut, en 1985, en rade de Brest, à l'occasion de blooms d'une algue unicellulaire toxique, *Gyrodinium aureoleum*. Donc, le transfert temporaire des structures de préélevage en zones profondes permet de remédier à cette cause de mortalité.

La prédation sur les semis au cours des premiers mois de la vie marine est élevée. Elle peut être réduite en prolongeant le préélevage dans les casiers de protection jusqu'à une taille à partir de laquelle la vulnérabilité des juvéniles en milieu naturel a suffisamment baissé : 15 mm en baie de Saint-Brieuc ; 30 - 35 mm en rade de Brest, où la faune de prédateurs est plus riche (étoiles de mer, *Marthasterias glacialis* et *Asterias rubens*, et crabes, *Carcinus maenas* et *Portunus puber*). Une fois les conditions adéquates de semis déterminées en fonction des caractéristiques des sites, la mortalité qui est de 50 % la première année d'élevage, devient négligeable, de l'ordre de quelques pour cent. La taille commerciale est atteinte en deux ans. Les observations réalisées au cours de cette phase de grossissement confirment la grande sédentarité de la coquille Saint-Jacques : des déplacements maximaux d'une cinquantaine de mètres à partir du point de semis ont été observés ; ils sont attribués aux effets, sur les petits fonds, des tempêtes hivernales d'ouest. Ces expériences confirmaient la possibilité d'augmenter la densité du cheptel par semis de juvéniles, sans qu'une limitation liée à la capacité du site, en particulier l'énergie trophique, apparaisse. Ce résultat vérifiait partiellement le schéma conceptuel sur lequel était bâti le programme.

Simultanément, la technique de production de juvéniles en éclosérie avait abouti à des résultats remarquables : en 1985, 7 millions environ de petites coquilles furent fournies pour le préélevage ; la production fut portée à 12 millions en 1988. Ce progrès résolvait les difficultés d'approvisionnement nécessaire à la reconstitution du stock. Durant cette période, le rendement du captage de naissain en baie de Saint-Brieuc chutait, dès 1977, à des valeurs de 10 à 30 coquilles par collecteur (Buestel *et al.* 1986). A titre comparatif, le nombre moyen de coquilles par collecteur varie autour de 10 000 sur les sites japonais. Il devrait atteindre 100 à 200 sur les sites bretons pour que le captage soit rentable.

En même temps également, le stock briochin déclinait, en dépit des mesures d'aménagement prises chaque année pour maintenir la taille du stock de

reproducteurs : de 30 000 tonnes en 1975, il descendait à 10 - 12 000 tonnes en 1986, par suite de recrutements en moyenne faibles et très variables.

3.2. Présentation des problèmes et hypothèses sur leur origine

3.2.1. Fluctuations et gestion du stock briochin

Le stock de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc était géré selon les principes du modèle de production par recrue (optimisation de la production par la manipulation du diagramme d'exploitation, chapitre 2). Le souci de maintenir le stock à un niveau optimum et, lorsqu'il commence à baisser, d'enrayer son déclin en préservant une certaine biomasse, impliquait l'existence d'une relation stock-recrue suffisamment stable, derrière les fluctuations interannuelles du recrutement. Cette stratégie rejoignait le souci de soutenir l'abondance du stock reproducteur, sous-tendant le programme de repeuplement.

Le déclin du stock, observé de 1975 à 1979 (fig. 9.4), pouvait être attribué à une surexploitation en termes de production par recrue, accentuée par le recrutement dans la pêcherie, en 1976, 1977 et 1979, de faibles classes d'âge (nées deux ans plus tôt). Une forte coïncidence apparaît entre les fluctuations annuelles de la biomasse adulte (courbe a) et l'effectif des classes entrant dans la pêcherie (courbe b). De même, les années d'augmentation notable du stock (1975, 1978 et 1987) correspondent au recrutement de cohortes fortes, nées respectivement en 1973, 1976 et 1985.

La base de la réglementation actuelle date de 1973, lorsque fut mis en place un système de licences de pêche codifiant la taille des bateaux et des engins de pêche, et le temps effectif de dragage autorisé par jour, par semaine et par saison. La réglementation fut progressivement affinée, tandis que l'initiative de proposition des mesures annuelles passait de l'Administration maritime à l'organisation interprofessionnelle. Il était devenu urgent de pouvoir faire face à l'afflux de nouveaux bateaux attirés par une exploitation particulièrement lucrative, et susceptible d'entraîner une surexploitation du gisement : en 1975, 460 bateaux participèrent à la campagne ; les apports furent tels que les cours au débarquement s'effondrèrent. Le temps de pêche autorisé fut progressivement réduit à une heure par jour, et quatre jours par semaine. Ceci supposait une surveillance effective à laquelle les pêcheurs n'étaient pas habitués. Au cours des années 1975-1980, les oppositions entre pêcheurs et organisation professionnelle furent courantes, ce qui n'empêcha pas un renforcement de la régulation.

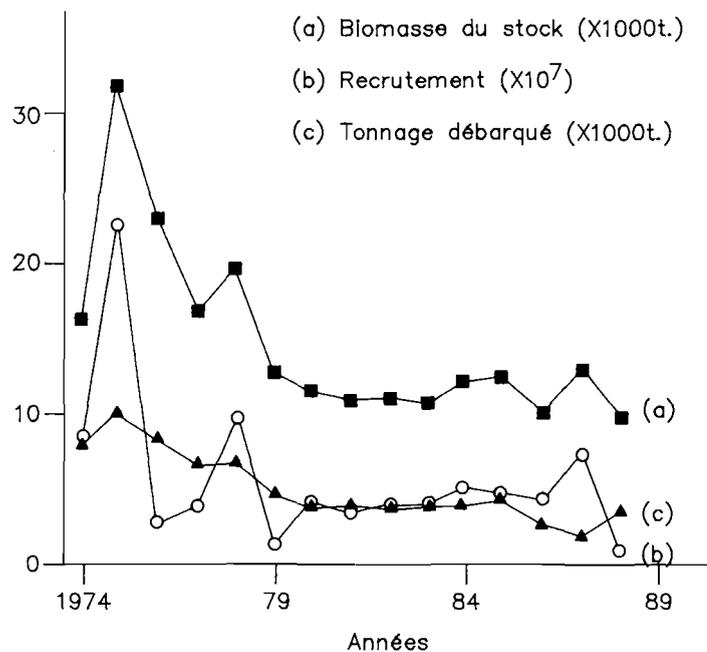


Figure 9.4 - Stock briochin de coquille Saint-Jacques : variations comparées de 1974 à 1988, de la biomasse des tonnages débarqués et du recrutement.

Ce n'est qu'à partir de 1978, lorsque les professionnels réussirent à imposer la transparence des débarquements à travers un réseau de criées simultanément mis en place autour de la baie, que l'ajustement de l'effort de pêche se fit sur des critères biologiques quantitatifs. Les estimations de biomasse et des informations qualitatives sur la force de la classe d'âge prérecrutée servirent à définir un quota global de capture pour la campagne, à partir duquel l'effort de pêche total était fixé. Les variations de capture furent réduites par rapport à celles du recrutement, par une modulation de l'effort se traduisant par des reports d'une année sur l'autre lorsque, comme en 1977 et 1979, le recrutement était mauvais. Le système se maintint grâce à la souplesse de l'organisation professionnelle, qui programma les horaires sur une base mensuelle et admit le principe du rattrapage lorsque les bateaux ne pouvaient sortir pour cause de mauvais temps.

A partir de 1979, le stock se stabilisa, mais à un niveau bas, correspondant à un recrutement de l'ordre de 40 millions d'individus. Cette baisse du recrutement fut supposée refléter l'apparition d'un nouvel équilibre entre la population et le milieu. Diverses hypothèses, tirées d'observations réalisées au cours de campagnes d'évaluation du stock par chalutage, furent avancées pour expliquer ce déclin :

- les biomasses présentes en 1975-1978 auraient été sous-estimées, certains gisements localisés sur des fonds d'accès difficile, mais exploités depuis, n'ayant pas été inventoriés ;
- la fécondité du stock aurait diminué, par raréfaction des classes d'âge IV et V ;
- des compétiteurs, tels que les anomies et les crépidules, se seraient développés ;
- les fonds se seraient modifiés sous l'effet mécanique du dragage, ce qui aurait entraîné une réduction des surfaces colonisables et un déplacement de la population d'est en ouest, dans un secteur moins favorable à la croissance ;
- des températures hivernales anormalement basses (1986) auraient entraîné des mortalités importantes ;
- le stock serait physiologiquement affaibli par une infestation due à une rickettsie.

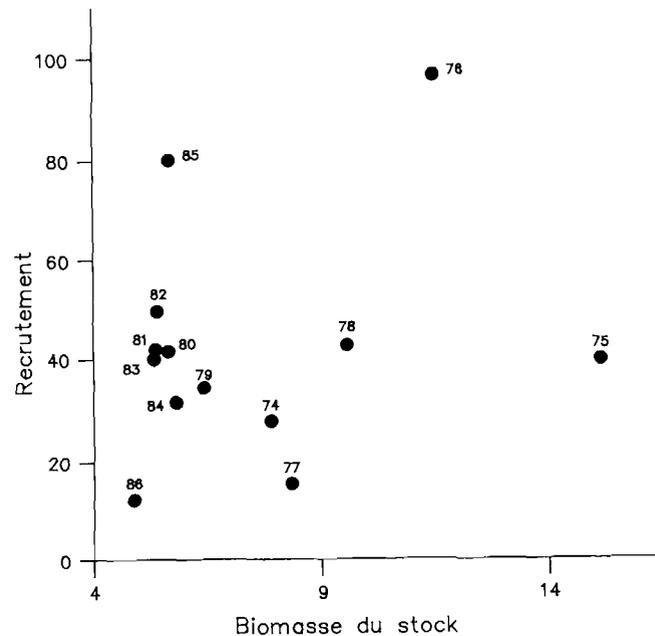


Figure 9.5 - Stock briochin de coquille Saint-Jacques : diagramme de dispersion des valeurs annuelles du recrutement et de la biomasse moyenne des géniteurs présents lors de la saison de reproduction correspondante.

En réalité, les causes du déclin et son caractère artificiel ou naturel restaient inconnus. Conformément aux mêmes principes d'aménagement, une nouvelle réduction des captures fut proposée en 1985. A la même époque, on constata une reprise des oscillations du recrutement, avec un fort recrutement en 1985 (80 millions d'individus, soit deux fois plus que les recrutements observés depuis 1978) et un très faible en 1986 (moins de 20 millions d'individus, soit deux fois moins que les recrutements de la période de 1978-1984), sans que la biomasse n'ait changé de façon marquée depuis 1979 (fig. 9.5).

Ainsi, la relation stock-recrutement paraît extrêmement lâche. Aucune variation liée à la biomasse parentale n'est évidente. Sur l'intervalle de variation de biomasse observé, les écarts dans le succès du recrutement ne peuvent être considérés comme un bruit accessoire autour d'une relation moyenne. Ce constat amena à reconsidérer la possibilité de négliger les effets du milieu et, au delà, la faisabilité du programme de repeuplement, la stratégie d'aménagement de la pêcherie fondée sur le maintien du stock à un certain niveau, et la possibilité d'en prévoir les fluctuations.

3.2.2. Conséquences pour le captage, régulation du recrutement

La réussite du captage paraît indépendante de la biomasse de géniteurs : pour des biomasses élevées et comparables, le nombre moyen de coquilles par collecteur a été de 80 en 1985, et de 20 en 1986.

Une certaine relation pourrait exister, globalement, entre le succès du captage et celui du recrutement. De bons captages (respectivement 150, 300, 70, et 80 coquilles par collecteur) ont été obtenus en 1975, 1976, 1982 et 1985, années où le recrutement a été bon (respectivement 40, 115, 40 et 80 millions de recrues) ; les années où le recrutement a été faible (1977 et 1986), le captage l'a été également (respectivement 15 et 20 coquilles) (fig. 9.6). Plus important, le rendement du captage par rapport au recrutement a décliné après 1978 : le rapport rendement du captage/recrutement a baissé d'un tiers environ entre 1975-1976 et 1982-1985.

Faut-il admettre qu'il y ait eu une augmentation de l'effet compensatoire (entre la biomasse de géniteurs et le taux de fixation) avec le déclin de la biomasse ? Ceci se produirait, par exemple, si les larves se fixaient préférentiellement sur le substrat naturel disponible. Ou alors, y aurait-il eu un changement dans l'efficacité des collecteurs, ou de l'affinité des larves pour les collecteurs ? Crisp (1965, 1974) analyse de façon détaillée les facteurs qui déterminent la fixation des larves planctoniques. La texture, la couleur du support, les médiateurs chimiques, le comportement grégaire des larves influencent le choix du substrat. Ces facteurs ont été testés au cours des

expériences de définition du collecteur, mais des sources de variabilité liées au milieu demeurent. L'hydrodynamisme, par la force de contact entre la larve et le substrat, par l'agitation ensuite des filières, peut modifier l'efficacité des collecteurs. La probabilité de rencontre des larves et des collecteurs pourra dépendre non seulement de l'abondance absolue des larves, mais aussi de leur concentration en essaims, laquelle peut varier pour une même abondance annuelle en fonction de la circulation et de la turbulence des masses d'eau.

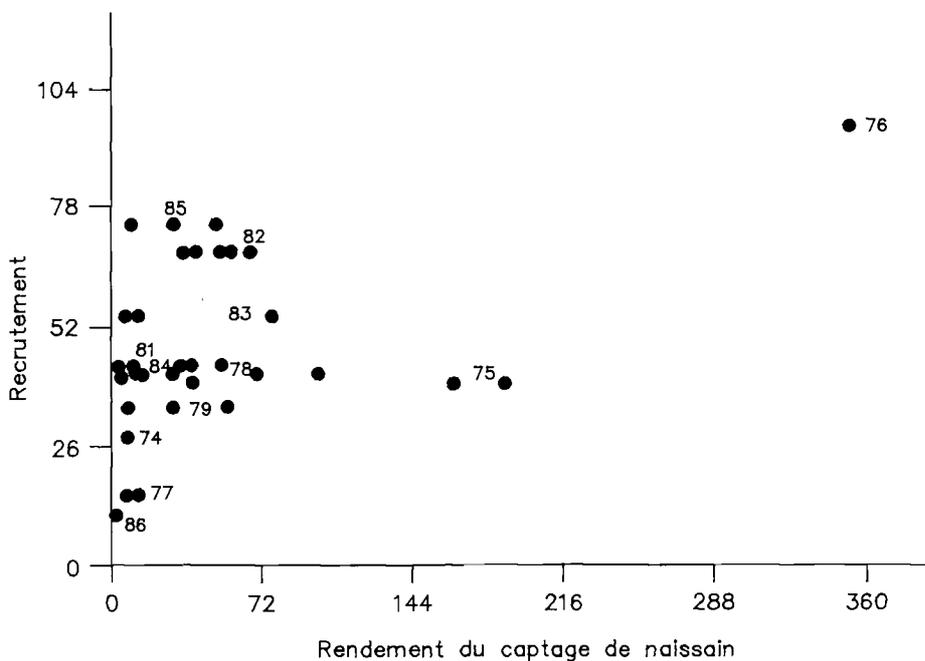


Figure 9.6 - Stock briochin de coquille Saint-Jacques : diagramme de dispersion du rendement maximal du captage par collecteur en fonction du recrutement.

Tant que ces questions ne seront pas éclaircies, la possibilité de capturer le naissain naturel, avec des rendements et une répétitivité acceptables, restera une inconnue. Le programme de repeuplement était initialement fondé sur l'hypothèse de sa faisabilité.

3.3. Stratégie d'aménagement

Ces observations conduisent à admettre l'existence d'un effet significatif du milieu, sur la reproduction du stock lui-même, d'une part, et sur le rendement du

Selon les progrès réalisables dans la domestication ou la gestion des différentes phases du cycle de vie des populations naturelles, plusieurs modes d'exploitation, allant de la pêche à la conchyliculture individuelle, sont envisageables (fig. 9.7, Dao *et al.* 1985). Devant ces perspectives, les démarches classiques d'optimisation des différents modes de production perdent de leur spécificité. Elles ne portent plus uniquement sur le taux d'exploitation admissible ou sur la conservation d'une biomasse suffisante pour assurer la productivité du stock. Pour apprécier l'intérêt pratique de ces différentes perspectives, il est nécessaire de comprendre la stratégie démographique du stock et le déterminisme de production naturelle de naissain et, notamment, les effets des fluctuations du milieu sur le succès de la reproduction des populations.

Compte tenu de l'ampleur et de l'intérêt potentiel de ces questions pour la mise en valeur des ressources halieutiques, un programme sur le déterminisme du recrutement était lancé en 1984. La communauté scientifique nationale y était associée. La coquille Saint-Jacques fut retenue, avec deux autres espèces, comme modèle.

4. Formulation du programme d'étude du recrutement

Conformément à la théorie de la pêche, la gestion du stock était basée sur le principe de stabilité de la population et d'optimisation par le contrôle du régime d'exploitation, de la production de ses cohortes. Mais l'analyse des problèmes rencontrés mettait en évidence l'importance de l'impact des fluctuations du milieu sur le recrutement et l'abondance des populations. Il devenait nécessaire de distinguer l'influence respective de la biomasse et de l'environnement sur le recrutement. L'interférence de ces deux sources de variation, par les différents niveaux de réponse et de compensation possibles au cours des stades successifs de l'ontogenèse, brouillait les observations. Si, par exemple, les caractéristiques du milieu, sa capacité d'accueil, fluctuent plus vite que la biomasse de la population, le seuil limitant l'abondance de la population variera. Suivant les niveaux d'abondance, le stade de développement où s'exerce la régulation peut changer. A la limite, pour une espèce à durée de vie courte, les effets dépendant de la densité pourraient prendre l'aspect de fluctuations du type "catastrophes en série".

Dans ces conditions, il devient essentiel d'analyser quantitativement les variations d'abondance des cohortes aux différents stades de l'ontogenèse. C'est le moyen d'apprécier l'impact de telle ou telle source de fluctuation, observable au niveau des cohortes successives, sur la population. C'est la condition nécessaire pour mettre en évidence l'existence de mécanismes de régulation dépendant de la densité. Pour réaliser

cette analyse et définir des protocoles d'observation, une connaissance approfondie de la biologie et de l'écologie de l'espèce est nécessaire. Le risque est grand, en effet, que le stade du développement où la variabilité est maximale soit justement celui qui est le plus mal échantillonné. La tentation est forte de vouloir limiter le risque en centrant les recherches sur la connaissance des mécanismes, sans chercher à comprendre préalablement leurs rôles relatifs dans la stratégie démographique de la population.

Pour éviter ces risques, une réflexion a précédé la formulation du programme d'étude du recrutement. Elle a porté sur le défrichage des connaissances acquises au cours du programme de repeuplement : cycle de vie, fenêtres spatio-temporelles des stades successifs de l'ontogénèse, recensement des cas d'impact observés du milieu. Les travaux en éclosérie offraient également des possibilités d'expérimentation sur les conditions de la reproduction et du développement des larves planctoniques. A partir de cette réflexion, un corps d'hypothèses sur les stades critiques et la nature des processus en jeu a été bâti. Il a servi à définir les protocoles d'observation.

4.1. Cycle vital de la Coquille Saint-Jacques

Le cycle biologique, les différents stades du développement et leur durée (fig. 9.8) ont été définis à partir des observations réalisées au cours des opérations de captage. Ces observations servaient d'indicateurs biologiques pour définir la date d'immersion des collecteurs ; elles ont également fourni des indices qualitatifs sur la force des recrutements imminents.

La maturation sexuelle et la ponte sont suivies à partir des variations de l'indice gonado-somatique¹. Les larves planctoniques sont pêchées par prélèvements verticaux à la pompe. Les premières larves apparaissent dans le plancton avec un décalage de deux à quatre jours par rapport à la date de ponte. Ce délai correspond à la fécondation des ovocytes et à la durée du développement embryonnaire. La variation d'abondance des larves décrit une courbe en dôme avec une augmentation progressive de la densité durant une dizaine de jours, suivie d'une décroissance brutale. A la fin de la phase planctonique, les larves ont une taille de 195 à 210 μm ; elles deviennent alors très difficiles à échantillonner. Cette phase est suivie d'une métamorphose, avec différenciation de la coquille, apparition des yeux sur le manteau, et formation du byssus. Le passage à ce stade est décelable par les vagues de fixation sur les collecteurs, ainsi que par l'analyse des tailles des individus. Pour toutes les années observées depuis 1974, la succession temporelle des stades a pu être définie. La durée des différents stades varie peu : elle est de 24 à 30 jours pour la phase planctonique.

¹ I.G.S.: rapport du poids de la gonade au cube de la dimension de la coquille.

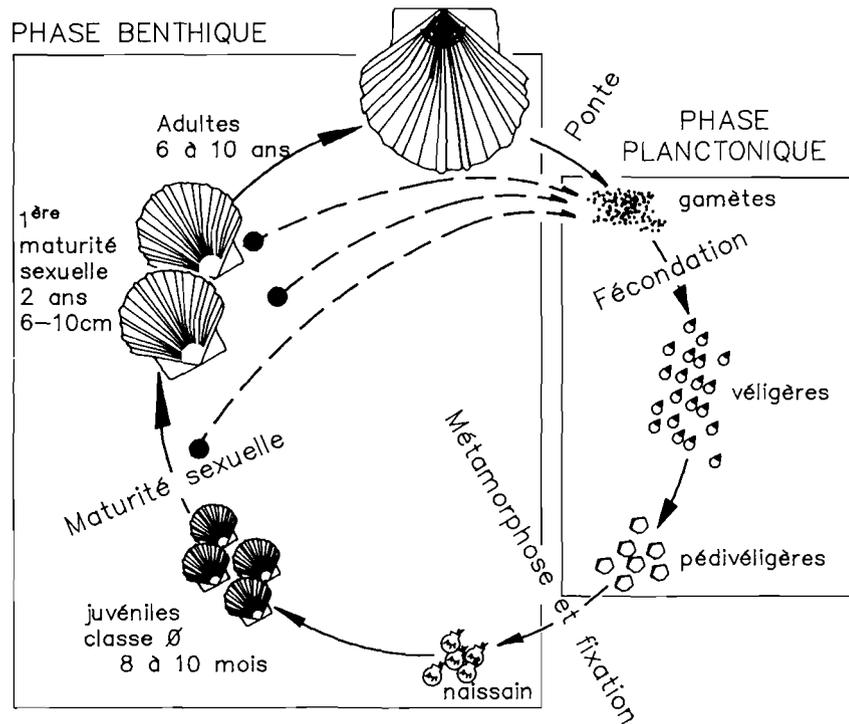


Figure 9.8 - Cycle vital de la coquille Saint-Jacques, illustrant la succession des stades de développement, la taille moyenne atteinte et la durée de vie de chacun d'eux.

Par contre, les dates de ponte sont beaucoup plus variables, la première pouvant apparaître de la mi-juin à la mi-juillet. De même, le nombre de pontes observables et de cohortes résultantes varie de 2 à 4, selon les années.

Ces premières phases du développement s'achèvent fin septembre-octobre. Après quelques mois, les postlarves fixées perdent leur byssus et s'enfouissent dans le sédiment où elles passeront leur premier hiver.

La première maturité sexuelle est atteinte deux ans après la ponte. C'est à cet âge que les individus sont recrutés dans la pêche.

4.2. Hypothèses sur les mécanismes en jeu

La stratégie suivie correspond au passage d'une démarche empirique à une analyse déterministe (chapitres 5 et 13). Dans une première étape, la comparaison de

l'abondance des cohortes, entre les stades successifs du développement, conduisit à identifier des stades critiques, dont l'abondance est la plus variable et qui contribuent à fixer l'effectif de la classe recrutée. Des hypothèses sur les mécanismes responsables de cette variabilité et sur la nature des éventuels facteurs déterminants de l'environnement ont été ensuite formulées, à partir de l'expérimentation en "vraie grandeur" que permettaient les observations en écloserie et sur le prélevage. C'est à ce stade qu'une analyse strictement déterministe peut être entreprise pour valider les hypothèses sur le terrain.

4.2.1. Identification des stades critiques

La variabilité de l'abondance des cohortes diminue au cours des stades successifs du développement (Boucher 1985). Une très forte dispersion s'observe au début du cycle, dans la relation entre la chute de l'indice gonado-somatique, utilisé ici comme estimateur de l'amplitude de la ponte et l'abondance des larves planctoniques résultantes (taille : 150-160 μm ; âge : environ 18 jours). Cette dispersion est fortement réduite si l'on sépare les observations correspondant à la première ponte annuelle.

Ces relations deviennent ensuite plus étroites, lorsque l'on compare les stades ultérieurs du cycle : larves planctoniques vs. postlarves (naissain capté) ; postlarves vs. recrutement à la pêche (classe II). Pour la première de ces deux relations, la variabilité est due à la disparition de quelques cohortes larvaires, dont l'effectif reste cependant faible.

Ainsi, le stade critique majeur paraissait correspondre aux événements survenant lors de la ponte. Toutefois cette analyse ne permettait pas de dissocier la part intervenant durant la ponte elle-même, de celle due à la survie des larves au cours des premiers jours de la vie planctonique. Des informations complémentaires ont donc été recherchées dans la dynamique de la maturation sexuelle.

4.2.2. Fécondité réelle et compétence larvaire

Le point de départ fut fourni par les travaux d'écloserie. Ils mettaient en évidence des différences de viabilité des produits de la reproduction. Le taux d'éclosion (rapport du nombre de larves vivantes deux jours après l'éclosion, au nombre d'oeufs fécondés émis, normaux à l'observation microscopique) évolue de façon similaire au cycle thermique saisonnier (Cochard 1985). Une première hypothèse explicative serait celle d'un déficit énergétique survenant au cours de la maturation sexuelle. Il serait

compensé par un processus d'atrésie (lyse des ovocytes pour récupérer l'énergie immobilisée pour la reproduction), entraînant l'émission de gamètes de mauvaise qualité.

Cependant, une variation du taux de viabilité des larves (malformations de la coquille ou du manteau) était également observée dans les pontes induites, obtenues après conditionnement des géniteurs à des températures supérieures à 16°C. D'où, une deuxième hypothèse : le déclenchement de la ponte se produit à des périodes plus ou moins favorables d'un cycle interne de maturation sexuelle.

Cette interprétation était confortée par l'analyse de l'évolution de l'indice gonado-somatique des géniteurs de la baie de Saint-Brieuc. Celui-ci présente une série d'évènements reproductibles au cours des années : croissance hivernale et printanière de la gonade, pontes estivales, et repos automnal. Ce cycle présente deux types de régulation par la température ambiante : d'une part, la croissance pondérale de la gonade accompagne le réchauffement printanier ; d'autre part, le déclenchement de la première ponte coïncide avec l'accession à un seuil de température, de 15,5 à 16,0°C (Boucher *et al.* 1985).

Cette double influence de la température explique les délais observés entre la date à laquelle la gonade atteint son poids maximum et la date d'émission de la première ponte (fig. 9.9). La durée de ce délai dépend de la température hivernale et de la vitesse du réchauffement printanier. Les délais de longue durée correspondent à des recrutements faibles, deux ans plus tard, comme par exemple en 1978 et 1980. A l'inverse, des délais courts, voire inexistants, s'observent les années de fort recrutement, comme 1976 et 1982 (Boucher 1985).

Ces observations conduisent à l'hypothèse d'une variation de la fécondité réelle qui s'exprimerait par la production, en proportion variable selon les années, de larves incompetentes au développement. Un tel processus est vraisemblable dans une période où l'organisme doit assumer simultanément sa croissance coquillière et la production des lignées germinales. Il peut cependant résulter de plusieurs causes :

- un impact direct des conditions externes énergétiques (température, nourriture disponible), d'autant plus critique que le plateau où la gonade est en état de réplétion est long ;
- une incompatibilité, au cours de cette phase de réplétion, entre le stockage des lignées ovocytaires mûres et la production des lignées suivantes ;
- une interaction des deux causes.

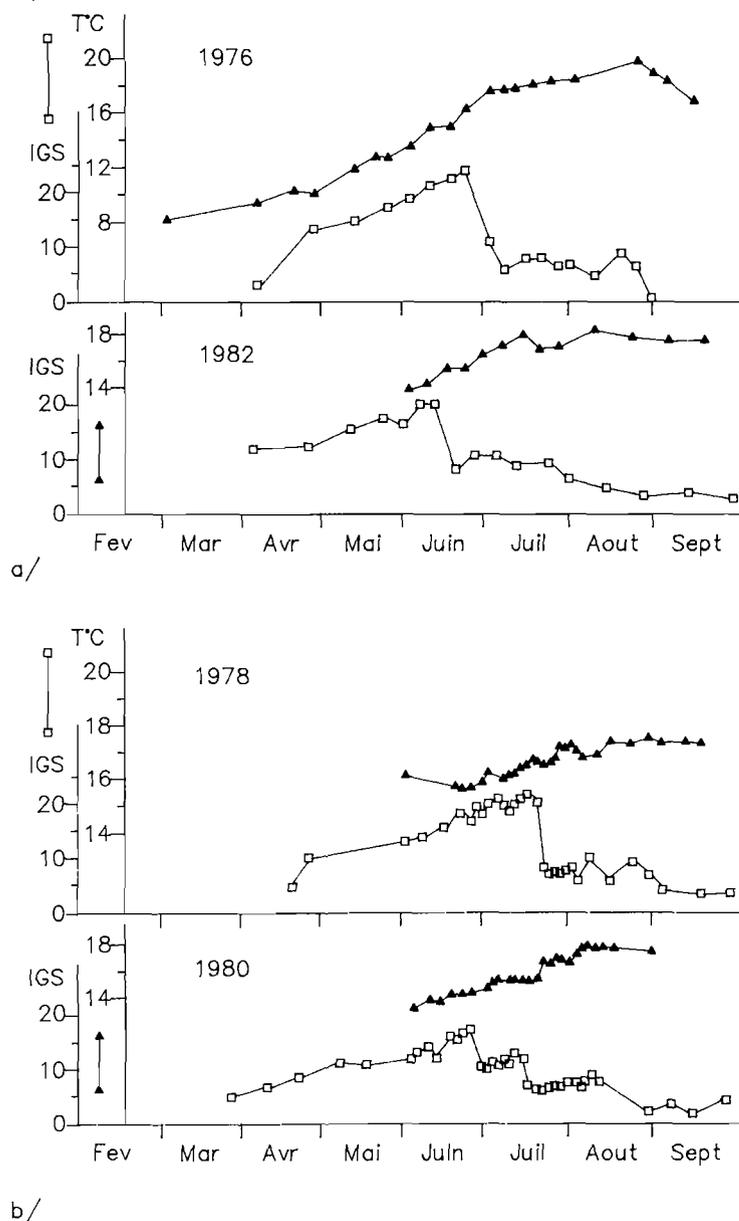


Figure 9.9 - Stock briochin de coquille Saint-Jacques : régulation de la croissance pondérale de la gonade par le réchauffement printanier. La première ponte (chute de FIGS) correspond à l'accession à un seuil de 15,5 à 16°C (flèche). Un plateau de réplétion du poids se traduit par un faible recrutement deux ans plus tard (B), à l'inverse des cas où ce plateau est absent (A).

4.3. Programme d'étude du recrutement

A partir de cette hypothèse sur la fécondité réelle, une première série d'observations a porté sur la dynamique de maturation sexuelle : cinétique de production des lignées ovocytaires, et recherche d'anomalies et de pertes de viabilité des produits de la reproduction. En combinant cette étude expérimentale avec une évaluation de la quantité et de la qualité des oeufs émis par les géniteurs dans le milieu, par observation de la gonade, il devait être possible d'estimer l'abondance d'une cohorte au premier stade de son développement. Cependant, l'éventail des facteurs susceptibles d'affecter la survie des stades ultérieurs (larves, postlarves, juvéniles) reste large. Peu d'observations sur ces processus étaient disponibles, pour les bivalves en général, pour la coquille Saint-Jacques en particulier.

La première lacune concernait la phase planctonique. C'est à ce stade que l'on situe généralement les fluctuations du recrutement, chez les poissons il est vrai (chapitres 4, 5 et 6). L'étude de ce stade était indispensable chez la coquille Saint-Jacques, pour relier les deux parties du cycle étudiées jusqu'alors, la reproduction et la vie benthique, ainsi que pour comprendre la variabilité du rendement du captage, en un mot pour fermer le cycle de développement. Une seconde lacune importante portait sur les premiers mois de la vie benthique, immédiatement après l'atterrissage des postlarves sur le fond, un à deux mois avant leur premier hiver.

Priorité fut donnée à l'analyse quantitative des variations d'abondance au cours de ces différents stades, par l'obtention d'estimations de moyennes et d'intervalles de confiance. Il s'agissait ici de passer à l'évaluation de la dynamique de la cohorte au cours des stades critiques successifs (cf. § 4.2.). Quels que soient les processus de mortalité identifiables au niveau des individus, leur effet sur la survie des cohortes doit être évalué, comme doivent être appréciées les possibilités de compensation d'un stade à l'autre (chapitre 4). Ceci nécessitait de nouvelles techniques d'échantillonnage, de façon à : 1) substituer une méthode quantitative à l'observation du rendement du captage, 2) définir, à partir de l'analyse des variations de la répartition spatio-temporelle, une stratégie d'échantillonnage de la phase planctonique et, 3) utiliser ensuite ces mesures pour une analyse de la dynamique des fluctuations intra et intercohortes.

5. Résultats et validation des hypothèses sur le déterminisme du recrutement

Différents fils conducteurs peuvent être utilisés pour présenter des résultats. Une partie des informations acquises sur les processus qui se sont avérés peu variables ne

sera pas présentée. De même, toutes les voies d'analyse des observations n'ont pas encore été explorées. Beaucoup de résultats, enfin, ne sont encore disponibles que dans des documents à faible diffusion. Cet exposé n'a pas l'ambition d'être exhaustif de l'acquis. La mention des travaux et des disciplines mobilisées, ainsi que l'énoncé des difficultés, en fourniront une idée. L'accent sera mis sur l'analyse des relations apparues comme majeures dans la dynamique de chacun des stades du développement. Les stades postlarvaires benthiques et larvaires planctoniques, ainsi que les mécanismes de la reproduction seront successivement examinés. Cette séquence permet de définir les mécanismes par l'intermédiaire desquels la variabilité du climat affecte la population. Une synthèse sera ensuite tentée par modélisation.

5.1. Dynamique des stades larvaire et postlarvaires

5.1.1. Stades benthiques (postlarves et juvéniles)

L'échantillonnage du naissain par collecteurs a été complétée par l'emploi d'une nouvelle technique quantitative de dragage. L'engin "Aquareve" est un robot sous-marin remorqué sur le fond, porté par un bâti caréné (troika), et dont le double fonctionnement est surveillé par caméra vidéo (Thouzeau et Hily 1986). Les deux séries d'échantillons (collecteurs et drague) fournissent des observations convergentes sur les périodes de fixation et le nombre des cohortes. La seconde permet une estimation plus précise de l'abondance des cohortes individuelles, de leur taux de mortalité et des variations de densité sur le site de colonisation. Elle autorise enfin le suivi des effectifs au cours des deux premières années du cycle benthique, avant leur exploitation.

En 1985, cinq vagues de fixation ont été observées (Thouzeau et Le Hay 1988). Les deux premières correspondent à la deuxième ponte survenue à la mi-juillet ; elles représentent environ 80 % des individus prérecrutés de cette classe d'âge. Les trois autres séries de fixation sont attribuées aux pontes qui se sont succédées de la fin juillet à la fin août. Ces dernières ont peu contribué au prérecrutement. En 1986, deux séries de fixation seulement ont été observées ; elles correspondent aux deux dernières pontes. La dernière cohorte a fourni la plus forte contribution au prérecrutement. Ainsi, certaines pontes ne donnent naissance qu'à de faibles effectifs de naissain (comme la première en 1985), voire à des effectifs nuls (la première également en 1986) ; ces échecs s'observent également sur les effectifs de larves planctoniques.

La dynamique du développement des postlarves au cours de la première année de vie benthique a été étudiée sur la classe d'âge 1985 (Thouzeau et Le Hay 1988). L'estimation périodique de la répartition d'abondance sur le site permet de suivre

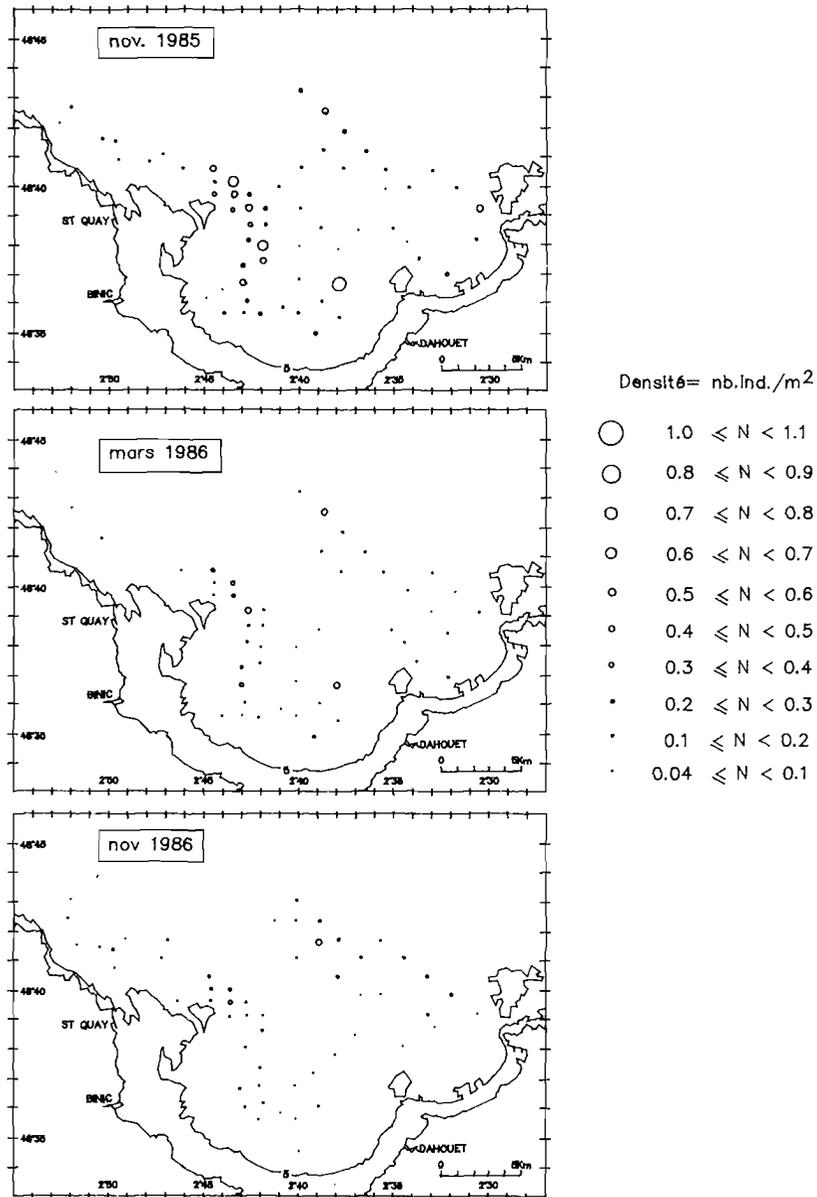


Figure 9.10 - Baie de Saint-Brieuc : de haut en bas, cartographie des densités de la classe d'âge 0, à la fin du premier hiver, en novembre 85 et mars 1986. Le prérecrutement est plus abondant à l'ouest et au centre de la baie. Ce sont aussi les sites où la mortalité est la plus élevée au cours du premier hiver. En novembre 86, un an plus tard, les effectifs sont peu différents.

l'évolution des effectifs, de leur arrivée sur le fond, à la fin du premier hiver, puis au cours de la deuxième année (fig. 9, 10). Les postlarves se fixent sur des fonds de débris coquilliers. A ce moment, leur répartition est hétérogène : elles sont plus abondantes à l'ouest et au centre de la baie, qu'au nord et à l'est. La mortalité moyenne constatée à la fin du premier hiver est de 35% en moyenne ; simultanément, les différences d'abondance entre zones se réduisent. La mortalité totale atteint 50 % à la fin du second hiver. A partir de cet âge, la mortalité tombe au point d'être difficile à mesurer. Les taux de mortalité, comme de croissance, varient entre les secteurs. Les tailles à âge donné varient selon des gradients bathymétriques et trophiques conformes à la distribution des biomasses phytoplanctoniques (établies par A. Sournia, Laboratoire de Roscoff).

La mortalité est essentiellement hivernale. Les principaux facteurs sont liés aux caractéristiques géomorphologiques des sites : petits fonds où les jeunes coquilles sont soumises à des variations thermiques saisonnières plus fortes et à l'agitation par la houle, secteurs où l'effort de dragage est fort. Les individus issus des dernières cohortes, les plus petits au début du premier hiver, sont également les plus vulnérables. Les observations réalisées sur la classe d'âge 1986, dont les effectifs sont plus faibles, conduisent aux mêmes conclusions générales. L'impact des facteurs biotiques - compétiteurs et prédateurs - n'a pas encore été démontré.

Ces résultats confirment les observations précédentes, réalisées au cours des expériences de prélevage. La force de la classe d'âge recrutée est fixée à la fin du deuxième hiver. Elle dépend de l'effectif des postlarves qui a survécu à la fin de la phase planctonique, et est influencée par les conditions de survie propres au site de fixation. La répartition hétérogène du stade benthique dans la baie peut provenir soit des conditions de production et de survie des larves sur chaque site, soit de leur transfert par les masses d'eau et de leur survie pendant la phase planctonique. Ces effets seront analysés après la présentation de la dynamique de la phase larvaire planctonique.

5.1.2. Stade larvaire planctonique

Contrairement à l'échantillonnage des stades benthiques, des engins de prélèvement quantitatif des larves planctoniques existaient. La première tâche fut de distinguer les larves de *Pecten maximus* de celles des autres pectinidés, *Chlamys varia* et *C. opercularis*. Ces espèces ont été identifiées par le nombre et la position des dents de la charnière, à l'articulation des valves de la coquille (Salaun *et al.* 1989a). Des critères de forme du contour de la coquille et de ses dissymétries ont ensuite été définis pour permettre la reconnaissance des individus, de façon à limiter les dissections à quelques cas de vérification.

L'analyse de la répartition de ces larves devait conduire à la définition d'un protocole d'échantillonnage par référence à la distribution spatiale des structures hydrodynamiques. Très vite, les échelles spatiales et temporelles de variation sont apparues trop grandes pour autoriser un échantillonnage quantitatif, construit de façon à permettre l'analyse statistique des abondances et de leur variance :

- les individus, en faible concentration, sont répartis en agrégats d'une dimension de l'ordre de quelques km^2 ;
- ces agrégats se déplacent dans la baie et peuvent se remanier en quelques jours;
- l'abondance des larves varie très fortement, d'une période de ponte à la suivante ;
- enfin, il existe des différences individuelles de viabilité, qui sont déterminées dès l'embryogenèse.

Un échantillonnage systématique aurait dû couvrir l'ensemble de la baie avec un pas d'échantillonnage de l'ordre de quelques kilomètres. La saison de développement des cohortes, d'une durée de 2 à 3 mois, aurait dû être scrutée avec une périodicité de l'ordre de la semaine. La charge logistique était trop lourde. Ce constat, courant en écologie planctonique, a obligé à se satisfaire d'une étude descriptive des sources de variation.

- Répartition spatio-temporelle

Les larves de pectinidés sont réparties en essaims. Les taches les plus importantes par leurs dimensions et la densité des individus s'observent en fond de baie, au-dessus de zones vaseuses dépourvues de géniteurs. Ceci implique un transport des larves à partir des sites de ponte. Dans le système mégatidal des côtes de la Manche, la circulation est dominée par la marée : celle-ci est le principal vecteur de transport. Le contraste entre ces deux observations, accumulation en agrégats et transport avec les courants de marée, fixe les limites de l'assimilation du trajet des larves avec la circulation résiduelle de marée : jusqu'où peut-on considérer les larves planctoniques comme des particules inertes, et comment s'affranchissent-elles partiellement par leur comportement de l'hydrodynamisme ?

A moyenne échelle, un réseau de stations de 16 km^2 , parcouru toutes les deux heures, permet d'observer le transport horizontal des larves par le courant de marée : les variations spatio-temporelles d'abondance des essaims et la distribution de taille des organismes sont synchronisées avec le cycle de marée et la renverse des courants.

A l'échelle de la baie, un coup de vent de quelques jours entraîne un déplacement et un remaniement de la composition des essaims, conformes à l'effet de la direction et de la force de ce vent sur la circulation résiduelle de marée.

A l'échelle de l'organisme enfin, il existe une capacité autonome de déplacement sur la verticale. Des migrations de la surface vers le fond se produisent à l'aube et au crépuscule (migration nyctémérale). Ces migrations varient avec la turbulence du milieu. En zone stratifiée, les individus sont localisés, dans la couche profonde durant la journée, et dans la couche superficielle durant la nuit. En zone homogène turbulente, leur répartition est homogène sur la verticale. Ainsi la capacité de déplacement vertical des individus varie avec la turbulence. La migration verticale constitue un processus permettant l'accumulation dans une zone stratifiée. Les cisaillements de courants ne peuvent alors plus être négligés à cause des temps de résidence alternée en surface et au fond. Le gradient, horizontal cette fois, de stratification du large vers la côte constitue un vecteur de transport, par convection aussi bien que par la résiduelle de circulation de marée.

Le processus n'est pas figé : un coup de vent peut homogénéiser la structure, et renforcer ou atténuer le transport suivant la circulation de marée. Il en résulte que la date d'apparition des larves et la durée de la phase pélagique sont des causes supplémentaires de différence par rapport aux trajets moyens calculés pour une particule d'eau.

- Première modélisation de la circulation des larves et validation

Trois types de circulation sont considérées : courants de marée, action du vent directement par tension en surface et indirectement par la houle, circulation de densité induite par les gradients thermiques (Lehay 1989). Les circulations résiduelles de marée ont d'abord été déterminées en utilisant un nouvel outil (modèle barotrope avec bancs découvrants), pour trois coefficients types de marée : 45, 70 et 95. La circulation résiduelle est calculée pour la durée de vie d'une cohorte planctonique, soit 18 à 25 jours. Différents régimes de vent sont ensuite simulés, en vive et morte eau. Les champs de circulation résiduelle et une classification des types d'influence des vents selon leurs caractéristiques (direction, force, durée) en sont déduits. De même, l'introduction de situations réelles des champs de densité (observations de 1984 et 1985 ; Prieur, LPCM) permet de déduire une circulation afférente.

Une série de simulations a ensuite été réalisée pour restituer la circulation probable des cohortes larvaires. Elles utilisent les caractéristiques de vent et de coefficient de marée régnant pendant les périodes de développement planctonique, définies par les dates de ponte et une durée de 18 à 25 jours. Pour les deux années 1985

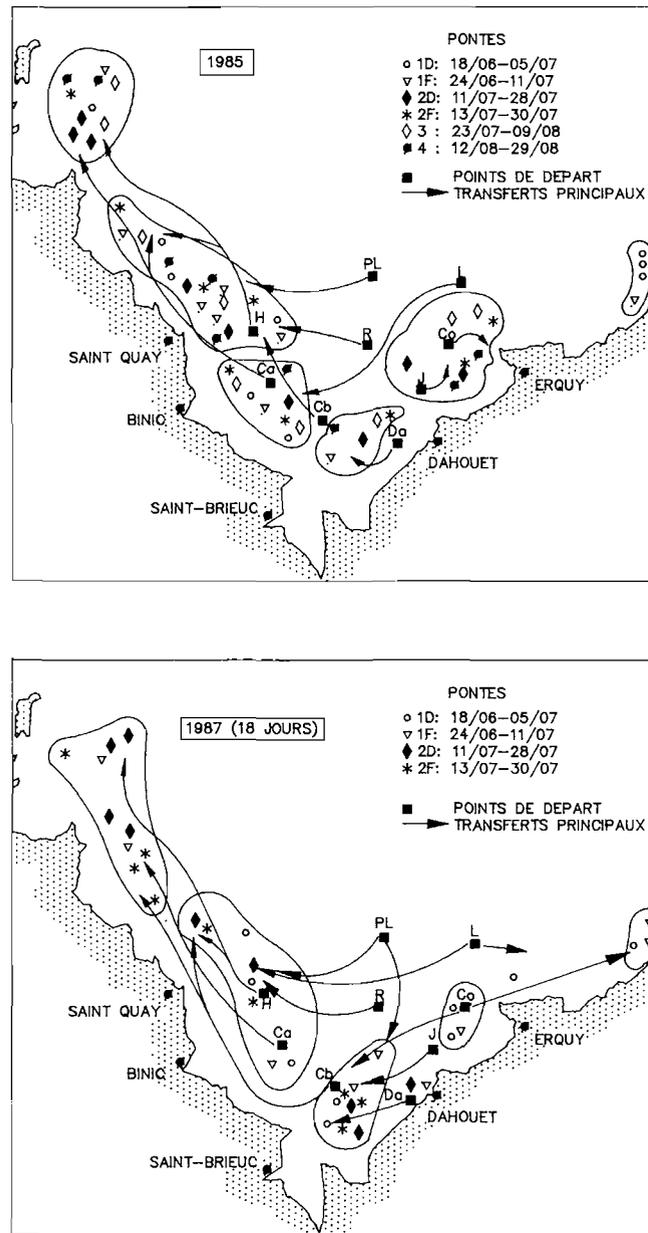


Figure 9.11 - Baie de Saint-Brieuc : modélisation du trajet de larves planctoniques émises en sept sites distincts (■), en 1985 (a) et 1987 (b). Les points d'arrivée au bout de dix-huit jours sont symbolisés différemment suivant la date de départ. On observe un transport général de l'est vers l'ouest, et de l'ouest au nord-ouest. Des différences locales s'observent en fonction de conditions de circulation (coefficient de marée, vents) et de la date de départ.

et 1986, chaque série de simulation comporte huit points de lâchers correspondant aux principaux gisements d'adultes, et deux dates de départ, respectivement en début et fin de période de ponte. Cette démarche comporte de nombreuses limitations : les observations des sémaphores donnent la vitesse du vent en surface, mais leur action d'entraînement par tension en surface, la rugosité, ne peut être qu'extrapolée ; de plus, elle doit varier suivant les secteurs. L'effet du vent décroît aussi avec la profondeur ; un modèle tri-dimensionnel en rendrait mieux compte. La première limitation a été traitée en utilisant différentes pondérations de la force du vent.

Les secteurs d'arrivée des trajectoires et le nombre de trajectoires aboutissant à un même secteur par rapport à l'ensemble des points de départ fournissent une première approximation de la probabilité de répartition des larves en fin de développement.

Les résultats obtenus correspondent bien avec les observations de répartition d'abondance des postlarves pour 1985 et 1987 (fig. 9.11a et b). Ils traduisent, par exemple, globalement un transport plus fréquent d'est en ouest de la baie, du sud-ouest (Dahouët) vers le centre, et l'échappement vers le nord-ouest des trajectoires partant du secteur ouest (Caffa). Une différence de régime des vents, entre 1985 et 1987, entraîne une modification des trajectoires simulées : disparition, en 1987, des boucles de circulation dans le secteur est (régions de Dahouët et d'Erquy) et transports plus fréquents vers la partie centre-sud de la baie. L'abondance relative des postlarves observées sur le fond, en augmentation dans le secteur centre-sud en 1987 par rapport à 1986, correspond à la prévision du modèle basé sur la circulation.

- Causes de fluctuations durant la phase planctonique

Au cours de cette étude, les processus autres que ceux de dispersion n'ont pas eu d'impact visible. Le nombre de cellules ingérées par les larves est faible (1 à 6, dénombrées par analyse des contenus stomacaux en épifluorescence), par comparaison aux individus d'écloserie. Mais la proportion d'individus s'alimentant varie peu ; elle apparaît plus liée à la dispersion turbulente (par inhibition des capacités de capture) qu'aux indices de concentration de nourriture (Salaun 1987).

La principale variation observée, soulignée dans l'analyse précédente des cohortes benthiques, est le nombre de cohortes émises au cours d'une même saison de ponte. En 1985, quatre micro-cohortes ont été observées ; deux seulement en 1986. Le nombre moyen de larves présentes peut être approximativement estimé par une analyse (du type kriegeage) de l'ensemble des prélèvements réalisés, par exemple, pour une cartographie des répartitions dans la baie. Il a varié d'un ordre de grandeur entre 1985 et 1986. Il varie également très fortement entre les cohortes, en accord avec leur contribution relative au recrutement annuel. Ces variations entre années et entre

cohortes apparaissent ainsi liées à la ponte. L'observation de larves anormales dont la coquille est globuleuse et qui ne dépassent jamais la taille de 150-160 μm , est un argument supplémentaire en ce sens. Ces larves anormales représentent 10 à 30 % des individus prélevés.

Les observations n'ont pas été assez fréquentes pour permettre une analyse statistique des variations d'abondance inter et intra cohortes. Cependant, l'analyse des variations spatio-temporelles de répartition met en évidence l'influence potentielle des conditions météorologiques locales sur les chances de survie des larves planctoniques. Elles peuvent se résumer à l'influence directe et indirecte des conditions de transport déterminées par les vents. L'influence directe se manifeste par une dispersion possible hors de la baie par vents de secteur sud, ou par un piégeage des individus en fond de baie sur des zones impropres à la fixation. De manière indirecte, les conditions de vent, en modifiant la circulation résiduelle de marée, déterminent les zones que les larves peuvent atteindre à la fin de leur vie larvaire et, par conséquent, leur probabilité de survie durant la phase benthique, compte tenu des caractéristiques biotiques et édaphiques des sites d'atterrissage.

5.2. Maturation sexuelle et viabilité des pontes

5.2.1. Fécondité potentielle et fécondité réelle

Des relations isométriques entre le poids maximal de la gonade et le poids de la coquille, ainsi qu'entre la chute du poids de la gonade et le nombre d'ovocytes émis, ont été établies. Elles montrent que la fécondité potentielle est constante : si le nombre de pontes varie au cours de la saison de reproduction, le nombre cumulé d'ovocytes émis est une constante caractéristique de chaque classe d'âge (Paulet et Fifas 1988). Par contre, la variabilité de la fécondité réelle a été démontrée. Trois types d'ovocytes atrésique, immature et mûr, peuvent être émis. La viabilité des ovocytes des deux derniers types détermine l'espérance de production de descendance.

Des critères macroscopiques (compression de sphéricité, par exemple) permettent d'isoler des formes anormales non viables parmi les ovocytes mûrs. L'étude de l'ultrastructure des ovocytes d'apparence normale révèle ensuite l'existence de différents types d'altération de la structure de la membrane et du noyau, ainsi que du contenu cytoplasmique, en particulier des réserves vitellines (Dorange et Le Pennec 1989, Dorange 1989).

L'influence de ces altérations sur la viabilité des produits germinaux a pu être établie dans certains cas. Les lésions de la membrane vitelline ou un déficit de granules

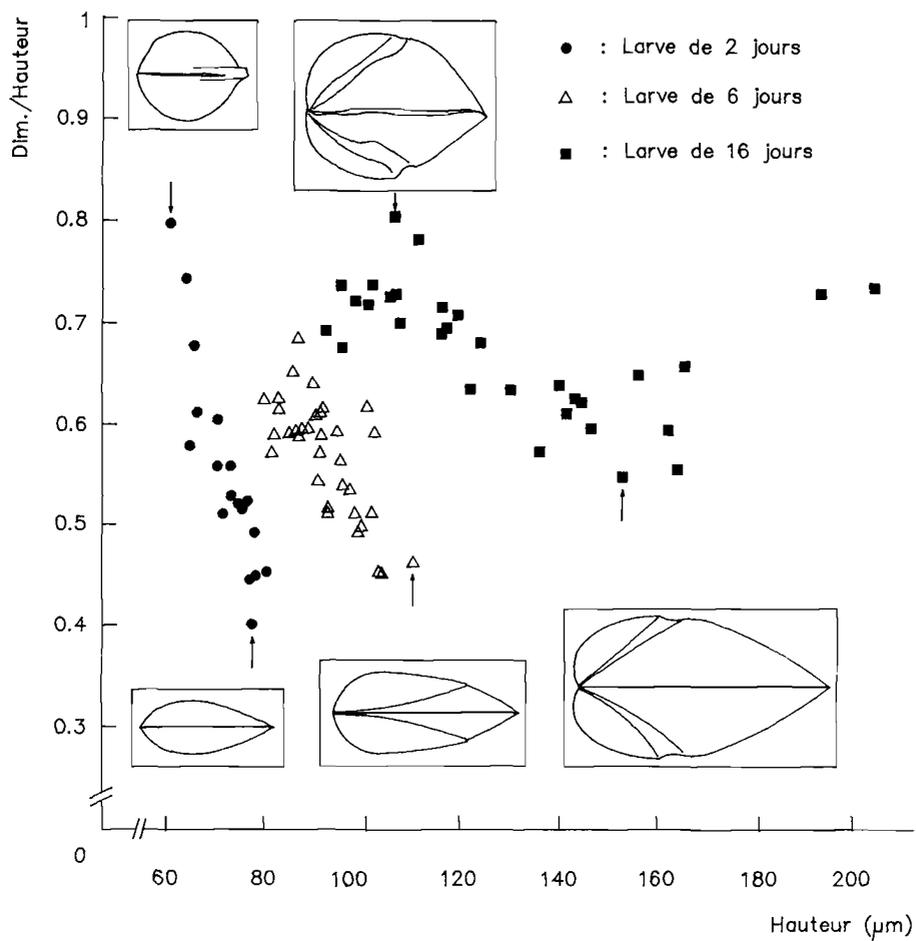


Figure 9.12 - Correspondance entre la croissance (hauteur atteinte à un âge donné) et les anomalies de la forme de la coquille larvaire. Une forte variabilité du rapport de la distance intervalle à la hauteur de la coquille (en ordonnée) est observée chez les larves de deux (●) à six jours (△). Au seizième jour (■), la hauteur des larves de forme globuleuse est inférieure à celle des larves de forme fine.

corticaux (qui interviennent dans le remaniement de la membrane après fécondation) entraînent la polyspermie. Une diminution des réserves lipidiques réduit la viabilité des larves. Cependant, toutes les conséquences des lésions observées ne sont pas connues. Actuellement, les ovocytes anormaux ne peuvent être dénombrés. Ceci interdit d'établir une relation directe avec les anomalies observées au stade larvaire. Le problème a donc été abordé de manière indirecte. Un premier élément de réponse est fourni par l'analyse du taux d'éclosion. Il augmente de 10 à 90 % au cours de la saison de ponte, ce qui traduit une augmentation de la qualité réelle des ovocytes. Une telle variation peut être provoquée en décalant l'induction de la ponte des géniteurs sauvages par rapport à l'évolution du milieu.

La croissance et le taux de métamorphose des larves produites en éclosion à partir de ces pontes varient fortement. L'analyse morphologique de la coquille permet de déceler une autre anomalie, non létale les premiers jours (Salaun *et al.* 1989b) : les individus dont les valves de la prodissoconque II ont une forme globalement bombée ont une croissance lente, limitée à une taille de $\pm 160 \mu\text{m}$ (fig. 9.12). Cette anomalie est décelable sur la prodissoconque I : elle est donc très probablement d'origine endogène. Par opposition, les individus à croissance normale ont des valves de forme allongée. Le conditionnement ou le maintien des géniteurs à une température inférieure à 15°C avant l'induction de la ponte provoque la formation de cette anomalie. Elle a pu être mise en évidence sur des larves prélevées en baie de Saint-Brieuc. Les individus à croissance potentielle faible et à développement limité représentent 8 à 30 % des différentes cohortes analysées (classes de taille inférieure à 160 μm).

5.2.2. Processus déterminant les variations de fécondité réelle

La lyse des ovocytes par atresie permet un recyclage de l'énergie. Dans la gonade, trois types de structures cellulaires autorisant une incorporation directe des nutriments issus de cette lyse ont été identifiés (Dorange 1989). Par contre, l'émission d'ovocytes non viables, alors que la fécondité potentielle est constante, constitue une perte nette. L'importance de la chronologie dans l'évolution de l'indice gonadosomatique, l'influence du décalage dans l'année de la date de première ponte sur l'amplitude du recrutement, et celle du déphasage expérimental de la ponte par rapport au cycle naturel, ont conduit à rechercher l'origine du processus dans la dynamique de maturation sexuelle.

Une analyse stéréométrique des coupes histologiques de gonades prélevées périodiquement, de 1984 à 1987, en baie de Saint-Brieuc, permet d'analyser la cinétique de croissance des lignées ovocytaires (Paulet 1989). Trois faits principaux sont mis en évidence :

- la production d'ovocytes est un phénomène discret au cours de l'année ; 3 à 5 lignées ovocytaires se développent simultanément ;
- la vitesse de croissance des ovocytes est synchronisée par la photopériode ; elle passe par un maximum au solstice d'été ;
- au cours d'une première phase, les ovocytes atteignent une taille de 60 μm , puis disparaissent, lysés, alors qu'à partir de la fin mai (trois années d'observations) leur taille atteint environ 70 μm : ils sont alors stockés dans la lumière des ovogonies.

Un tel cycle interne, régulé par la photopériode indépendamment du cycle thermique saisonnier, permet d'expliquer l'origine des variations observées. Dans une première phase, le poids de la gonade (ainsi que le nombre d'ovocytes par lignée) croît à la vitesse du réchauffement thermique. Pendant cette période, le poids du muscle, seul organe de stockage d'énergie (glycogène), croît également. Le poids maximal de la gonade atteint, l'accélération de la croissance des lignées ovocytaires continue et les lignées mûres sont stockées à partir de la fin mai.

Le poids du muscle passe par un plateau, suivi d'une chute, qui débute toujours à cette date. Cette évolution traduit un transfert actif d'énergie vers la gonade. Ainsi, pendant la phase de réplétion de la gonade, l'individu assume simultanément le stockage des lignées mûres et la croissance ovocytaires des lignées suivantes, à une vitesse maximale durant cette période (mi-juin / mi-juillet).

Différentes sources de lésions des ovocytes, dues au volume fini de la gonade, sont envisageables. Elles sont d'abord de nature mécanique par compression des ovocytes mûrs stockés, sous l'effet de leur croissance en nombre et en volume des nouvelles lignées. Mais, très rapidement, ce processus s'accompagne d'un remaniement du nombre des ovocytes produits. Ainsi, l'atrésie ne servirait pas uniquement au recyclage de l'énergie, mais aussi à la régulation du nombre des ovocytes. L'impact de ces mécanismes sur la fécondité réelle dépend de la durée de la phase de réplétion et de sa coïncidence avec la période de croissance maximale, située vers la fin juin (solstice d'été).

Cependant, un déficit du bilan énergétique sous l'effet des facteurs externes pourrait intervenir également. Aucune des observations réalisées n'a permis de l'établir. Le recrutement a présenté des fluctuations extrêmes au cours de ces années d'observations : il a été maximal en 1985, minimal en 1986. Par contre, les caractéristiques du milieu, en particulier la date et l'amplitude du bloom phytoplanctonique, ainsi que l'évolution de la biomasse chlorophyllienne et sa composition, sont restées similaires. Enfin et surtout, la corrélation entre la chute du

poids du muscle et la croissance de la gonade, qui traduit le transfert d'énergie entre ces deux compartiments du métabolisme, se conserve sur les différentes années.

Ainsi, le processus majeur responsable de la variation de fécondité réelle peut être défini comme la désynchronisation entre un rythme interne de maturation sexuelle et le cycle thermique du milieu. En d'autres termes, un décalage de l'évolution thermique saisonnière dans l'année entraîne une diminution de la viabilité des produits germinaux, dont la production est calée sur l'année calendaire.

5.3. Retour à l'analyse empirique : modèles de fluctuation du recrutement

La dernière étape consisterait à quantifier la part respective des phases successives du cycle de développement dans les fluctuations finales du recrutement annuel. Un modèle déterministe devrait comporter des expressions analytiques des différents processus :

- nombre de larves viables produites, en fonction des variations de température ;
- probabilité de survie des larves (dispersion) ;
- mortalité des postlarves, selon les sites d'atterrissage déterminés par les modifications de circulation induites par la force, la direction et la durée des coups de vent.

En l'état actuel des recherches, la dynamique de la survie d'une cohorte au cours des phases qui affectent les stades successifs de l'ontogénèse ne peut pas être exprimée analytiquement.

Une seconde méthode immédiatement applicable consiste à ajuster statistiquement un modèle expliquant les variations du recrutement par les fluctuations des conditions climatiques et météorologiques, en regard du cycle sexuel et de développement. Deux types de modèle ont été utilisés. L'un fait appel aux anomalies par rapport à la moyenne d'une série chronologique longue de 25 ans (1962-1986). Ces anomalies sont calculées à dates fixes (mois, quinzaines) avant de comparer leur puissance explicative de la variation du recrutement (Menesguen et Drévès 1987). L'autre fait appel à des expressions, en valeur absolue, des variables météorologiques intervenant dans les processus identifiés, et calculées pour des dates déterminées du cycle biologique :

- réchauffement thermique pendant la phase de réplétion de la gonade ;
- somme des degrés-jours, pendant la période estivale de reproduction ;
- force d'entraînement des vents suivant leur direction, pendant la période de développement des cohortes planctoniques.

En fait, aucun gain d'explication n'est obtenu en introduisant l'action du vent dans ces modèles. Sa variabilité s'exprime par un bruit autour du signal principal. Par contre, dans les deux modèles, les expressions de la température fournissent des explications robustes.

Le premier modèle (Fifas 1989) combine des anomalies thermiques à des périodes calendaires critiques. Il est de la forme :

$$R = C_1 \cdot B_F \cdot C \cdot e^{(C_2 \Delta T_a)} \cdot e^{B(C_3 | T_m | + C_4 | \Delta T_j |)}$$

où R est le recrutement, calculé par analyse des cohortes (VPA) présentes dans les captures de 1974 à 1984 ;

B_F , la biomasse féconde calculée à partir de la biomasse de géniteurs, de la structure démographique et de la fécondité par classe d'âge ;

C_1 , C_2 , C_3 et C_4 , des constantes ;

T_a , T_m et T_j , les anomalies thermiques annuelles et pendant les premières quinzaines de mars et de juin.

Le taux d'explication de la variance du recrutement obtenu avec ce modèle est supérieur à 95%. Le modèle est censé refléter le processus dans la mesure où :

- le deuxième terme traduit la valeur absolue des écarts à la moyenne de la vitesse du réchauffement printanier ;
- l'ensemble des anomalies thermiques est un indicateur de l'impact de l'environnement sur l'efficacité de la ponte de la biomasse féconde.

Par contre, l'introduction de la biomasse féconde dans cet indicateur est inexplicable du point de vue biologique. Il est difficile de concevoir une action directe d'anomalies du réchauffement printanier, amplifiées par la densité du stock.

Un deuxième modèle a été simultanément élaboré. Il utilise des expressions de la température correspondant à deux phases du cycle sexuel : la période critique du plateau de réplétion de la gonade et la période estivale de ponte. On utilise la pente de la courbe thermique (notée P_T) pour la première période, et la somme des degrés-jours après l'accession à 16°C (notée S_T) pour la seconde. Le modèle est de la forme :

$$R = C_1 - e^{C_2 P_T} \cdot e^{C_3 S_T}$$

Il n'est pas surprenant que la biomasse féconde n'apparaisse pas dans le modèle. Ses variations sont faibles comparativement à l'incidence des conditions thermiques. Les deux modèles, ajustés pour la période 1974 à 1984, fournissent des estimations des recrutements 1985 et 1986 très proches des évaluations directes précédentes (respectivement 80 et 20 millions d'individus).

Ainsi, conformément à l'hypothèse de départ formulée à partir de l'analyse des processus biologiques, *l'essentiel des fluctuations du recrutement est expliqué par l'impact du gradient thermique pendant la maturation sexuelle*. La complémentarité des deux modèles dans la traduction du décalage entre cycle biologique et cycle thermique mérite d'être souligné. Le premier est l'expression d'une anomalie à date fixe par rapport aux événements calendaires (moyenne sur 25 ans), alors que le second utilise les valeurs absolues pendant la période critique définie par la configuration des cycles thermique et biologique. Certes, à cause de l'ajustement statistique et malgré le nombre d'essais réduit par la définition *a priori* du processus, le résultat n'est pas suffisant (chapitres 5 et 13). C'était cependant une condition nécessaire de vérification.

6 - Discussion et conclusion

A ce stade, les questions peuvent paraître plus nombreuses que les réponses. Un processus expliquant la variabilité de la population briochine de coquille Saint-Jacques est défini. Ce processus est-il transposable à la population brestoise dont le cycle sexuel est différent ? Est-il généralisable à d'autres populations ? A d'autres espèces de pectinidés ou de bivalves ? Si ce processus s'applique bien à la population briochine dans son état actuel, en sera-t-il de même lorsqu'une série d'années favorables se traduira par un nouvel accroissement de la population ? En d'autres termes, quel est l'intervalle de validité du schéma explicatif proposé ? Il faut enfin s'interroger sur la contribution de ce travail à la solution des objectifs appliqués initiaux : quel rendement

de captage peut-on espérer obtenir pour différentes biomasses de reproducteurs ? Existe-t-il une biomasse minimale permettant un captage rentable ?

Toutes ces questions sont loin d'être résolues. On essaiera plus simplement de donner des éléments de réponse en analysant la validité des résultats pour d'autres populations de pectinidés et leurs implications pour l'aménagement des pêches. On verra dans quelle mesure biologie et écologie des populations marines, d'une part, et méthodes d'évaluation des stocks, d'autre part, fournissent des réponses comparables et sont susceptibles de s'enrichir mutuellement. En fait, chaque réponse ne dépend pas uniquement de la question posée, car celle-ci est formulée en référence à la théorie et aux hypothèses retenues. Dans la séquence de raisonnement, hypothèses - mesures - interprétation, il s'agit d'éviter que l'hypothèse influe sur l'interprétation. Ce risque devrait être moindre dans les domaines amont de la recherche où le progrès naît du rebondissement des questions. Dans l'évaluation récurrente des stocks pour l'aménagement des pêcheries, il peut être difficile de remettre en cause les hypothèses et les théories admises, soit par manque de temps pour conduire les recherches nouvelles nécessaires à la conception et à la validation de nouvelles théories (chapitre 1), soit à cause de la nécessité d'opérer dans le cadre d'un consensus déjà accepté de tous les protagonistes (chapitre 19). D'où la tentation de remettre en cause la mesure, surtout lorsqu'il est difficile d'en apprécier la validité (statistiques de pêche). La divergence observable entre l'écologie marine et l'évaluation des stocks halieutiques s'explique en partie par des différences entre les contextes où elles opèrent.

Une seconde difficulté tient au coût logistique de la mesure, tout particulièrement dans le domaine pélagique marin où la fugacité des événements, la distribution hétérogène et l'extension géographique des populations imposent une observation statistique.

Dès lors que l'on s'intéresse aux populations, l'intérêt de la coopération entre l'halieutique, la biologie et l'écologie s'impose. L'effort d'échantillonnage pour estimer une abondance et le recrutement d'une population, et la longueur des séries chronologiques de statistiques de pêche, sont sans commune mesure avec ce qui peut être réalisé en écologie marine. Les outils d'analyse de la dynamique des populations, développés par l'halieutique, sont d'application directe à l'écologie. L'étude de la coquille Saint-Jacques illustre ces remarques.

6.1. Généralité des mécanismes de régulation des populations de pectinidés

La régulation du cycle sexuel par la température est connue depuis longtemps chez différentes espèces de pectinidés. Sans rechercher ici une analyse exhaustive, différents aspects de cette régulation ont été décrits :

- variation des types de cycle sexuel et de gamétogenèse, traduisant une adaptation au milieu imposée par la localisation géographique (Bayne 1975, Sastry 1970 et 1979) ;
- différences de fécondité en fonction des conditions thermiques et trophiques (Mac Donald and Thompson 1985 1986, Barber *et al.* 1988) ;
- absence de relation entre l'amplitude de la ponte, prise comme estimateur de la fécondité, et le succès du recrutement, chez la coquille péruvienne (*Argopecten purpuratus*) (Wolff 1988).

Les prémisses d'une généralisation sont contenues dans ces observations. Leur intégration est difficile parce que chaque étude est limitée, par le choix du processus et de l'échelle d'analyse, à une perspective particulière. Dans une monographie remarquable de la biologie de *P. maximus*, contrairement à Tang qui observe qu'une ponte massive est déclenchée à la température de 10°C, Mason (1983) souligne que celle de la ponte varie avec la date de la ponte dans la saison ! L'analyse de ces phénomènes doit viser à comprendre comment, les divers aspects de la dynamique du cycle sexuel étant régulés par la température, les écarts par rapport à une trajectoire thermique centrale sont à l'origine des fluctuations de la fécondité. Le mécanisme agit au niveau de la gamétogénèse, par conflit entre les effets de la température et un rythme interne de maturation sexuelle. La photopériode est proposée comme synchroniseur du rythme interne. L'hypothèse n'est pas nouvelle en physiologie de la reproduction chez les espèces marines. Suivant les espèces et l'état des connaissances, elle fait l'objet d'interrogations sur les mécanismes, ou de controverses sur les déductions tirées d'observations en milieu naturel, particulièrement en zones tempérées où photopériode et évolution thermique saisonnière se recouvrent. De toute manière, la coquille Saint-Jacques doit apprécier l'évolution temporelle de la température, et distinguer des tendances de réchauffement de l'ordre du demi-degré par semaine dans un milieu où la température fluctue quotidiennement beaucoup plus sous l'effet des marées, de l'ensoleillement et de l'agitation. A quoi servent les yeux présents sur le manteau de cette espèce ?

Si l'existence de ce processus peut être, après analyse expérimentale, généralisé à d'autres espèces du même genre, il ne sera pas forcément, dans d'autres conditions climatiques ou dans d'autres sites, le principal agent du succès annuel du recrutement de ces populations. Pour la population briochine, d'autres sources de variation ont été identifiées : dispersion des larves planctoniques, et mortalité au cours des deux premiers hivers en fonction du site de fixation. Leur rôle apparaît secondaire dans les conditions de l'étude, c'est-à-dire pour la série chronologique de onze années et le spectre de conditions du milieu observées. L'évolution du climat d'abord, et l'effet de la configuration de la côte et de la bathymétrie sur la courantologie induite par le vent et la marée ensuite, peuvent modifier les conditions d'application du modèle proposé à

d'autres populations, ou contribuer à démasquer d'autres sources de fluctuation. Malgré ces limitations, une connaissance analytique des processus est acquise. C'est, au minimum, la condition nécessaire à la transposition de l'étude à d'autres sites ou d'autres spectres de conditions de milieu.

Au strict plan de l'écologie, les conclusions tendent à privilégier l'influence de la coïncidence entre le cycle vital de la population et le cycle saisonnier de son environnement. Elles font ressortir l'importance de l'hydrodynamisme comme vecteur de la répartition et des chances de survie des individus. Elles remettent en cause le concept, largement répandu depuis Thorson, de l'importance critique des fluctuations de mortalité au stade planctonique, et réduisent le rôle des facteurs trophiques dans la détermination de l'abondance et de la variabilité des populations marines. Ces résultats concordent avec une déduction majeure de la théorie des "membres/vagabonds" de Sinclair (1988), selon laquelle les phénomènes physiques l'emportent sur les phénomènes trophiques dans la régulation de l'abondance des populations marines (chapitres 4 et 6). La portée du travail présenté ne se limite pas là. En éclaircissant les mécanismes et en identifiant les facteurs qui déterminent le succès du recrutement, et qui obscurcissent les concepts de dynamique de populations dans leur application courante en halieutique, des retombées pratiques sont acquises pour la gestion des stocks et l'aménagement de leur pêche, et le développement éventuel d'une pectiniculture extensive.

6.2. Conséquences pour la gestion des stocks

Si la pêche est susceptible de fournir un matériel d'un grand intérêt pour l'écologie fondamentale, quel peut être l'apport de cette dernière à l'aménagement des pêcheries de pectinidés ?

La première retombée de l'étude est la prise de conscience, par les pêcheurs et les biologistes des pêches, de l'importance de la variabilité d'origine environnementale dans l'abondance des stocks. L'instabilité naturelle du stock se répercute nécessairement sur la stabilité et les performances économiques de la pêche. En outre, pour des professionnels soucieux de défendre la ressource dont ils vivent contre les effets négatifs pour leur activité, d'autres usages de l'écosystème (pollutions) ou d'autres usagers des mêmes stocks (pêche allochtone ou plaisancière), il apparaît que les effondrements des stocks de coquille Saint-Jacques ne sont pas nécessairement dus à ces facteurs anthropogéniques exogènes.

Les biologistes étaient conscients de l'existence de la variabilité naturelle, même s'ils pouvaient en sous-estimer l'amplitude et, dans le cas présent, le caractère chaotique. Chez la coquille Saint-Jacques, cette variabilité ne peut être traitée comme un bruit aléatoire autour d'une abondance moyenne du stock que l'on pourrait moduler par le régime d'exploitation (fig. 9.1). Avec une dynamique caractérisée par des explosions intermittentes, l'abondance n'est pas la règle, pas plus que les effondrements ne sont nécessairement dus à la surpêche, ou à une mauvaise gestion du stock !

Si l'on veut éviter que les explosions temporaires ne suscitent des surinvestissements qui accentuent encore les déséquilibres néfastes pour la rentabilité des entreprises en périodes de recrutements faibles, une exploitation plurispécifique avec des capacités de capture ajustées à la production des stocks plus stables (chapitre 17) paraît offrir une stratégie intéressante. La production du stock briochin est avant tout déterminée par les recrutements annuels successifs. Les cohortes qui en résultent doivent être exploitées comme elles viennent. Ceci ne réduit en rien l'intérêt de l'optimisation de la production de chaque recrutement successif, en termes d'effort de pêche et de taille de première capture. Mais la stabilité doit être plus recherchée sur d'autres stocks, que dans la stabilisation de la biomasse de reproducteurs.

Si, auparavant, les recrutements annuels étaient estimés, on réalise maintenant en quoi la variance peut être plus importante que la moyenne, pour la stratégie démographique du stock, comme pour la pêche. L'hétérogénéité des processus en jeu et l'amplitude de leur impact ôtent à la moyenne une grande partie de sa signification et de son intérêt pratique pour l'aménagement de stocks instables. Une meilleure appréciation de la structure de la distribution de l'erreur, qui passe par la connaissance des processus naturels déterminant le recrutement, devrait permettre de définir des scénarios d'aménagement mieux adaptés à la variabilité intrinsèque de la ressource.

Doit-on alors exploiter les cohortes annuelles individuellement, en recherchant la stabilité économique des armements dans l'organisation de calendriers de pêche portant sur l'exploitation d'un ensemble de stocks accessibles aux mêmes flottilles ? Récemment, Walters et Collie (sous presse) ont prôné un aménagement des stocks de saumon qui module le taux annuel d'exploitation en fonction d'estimations précoces des recrutements annuels successifs. Une telle stratégie se démarque des pratiques classiques qui tendaient à traiter la variabilité naturelle comme un bruit. Elle conduit aussi à nuancer le concept de ressources renouvelables dans son application aux stocks instables (chapitre 19). A cet égard, les travaux sur le recrutement permettent d'envisager deux types d'amélioration.

Le délai de prévision peut être augmenté par des campagnes d'estimation du prérecrutement. Avec des prévisions du recrutement établies au cours de la saison de ponte, le gain est de deux ans par rapport aux estimations actuelles de la classe d'âge

recrutée, et d'un an par rapport à l'appréciation qualitative des classes I. Des critères biologiques (nombre de larves, naissain capté) étaient déjà utilisés, mais leur pouvoir discriminant n'allait guère au delà de l'identification des années exceptionnelles : très bonne ou très mauvaise. Des méthodes quantitatives sont maintenant disponibles. Un modèle d'effet de la température sur la qualité des pontes a été élaboré. Un protocole d'échantillonnage stratifié des larves planctoniques peut être bâti à partir des connaissances sur les lois de leur répartition spatio-temporelle. Plus important peut-être, des critères morphologiques d'identification et de dénombrement des larves viables sont disponibles. Des ajustements intermédiaires par estimation de l'abondance des postlarves à la fin du premier hiver permettent de valider et d'affiner ces prévisions. Elles laisseraient le temps d'organiser des plans de campagne définissant le nombre de licences et les quotas par bateau conformément au recrutement anticipé.

La portée de ces prévisions serait encore accrue si le poids de l'exploitation était déplacé de la classe II à la classe III. L'application du modèle de production par recrue conclut à l'intérêt d'un accroissement de la taille de première capture (Dupouy *et al.* 1983). Si cette mesure était adoptée, on disposerait de deux estimations successives du prérecrutement et de la prévision donnée par le modèle prédictif, basée sur les conditions climatiques observées, pour une troisième année.

Par rapport à la gestion opérationnelle d'un stock, l'aménagement stratégique d'une pêcherie se pose en d'autres termes. Les perspectives actuelles de prévision climatique (pour le réchauffement printanier) et météorologique (pour les vents estivaux) sont encore très incertaines. Mais, la prévision à moyen terme des recrutements annuels successifs présente peu d'intérêt par rapport à l'estimation du recrutement moyen probable sur la durée d'exploitation de nouveaux bateaux. L'estimation des capacités de capture justifiées par l'exploitation d'un stock de coquille Saint-Jacques sur la moyenne période permettrait de mieux planifier les investissements.

Les modèles autorégénérants (Laurec *et al.* 1980) fournissent un outil pour ces simulations. Mais en l'absence de connaissances sur les lois qui déterminent le succès du recrutement, ceux-ci intègrent, sous une forme probabiliste, les fluctuations naturelles qu'ils supposent aléatoires. Le fait que les séries d'observations directes du recrutement soient encore courtes oblige à choisir des lois de probabilité arbitrairement simples, ce qui risque d'entraîner des biais d'autant plus forts que le poids de la variabilité naturelle dans le recrutement est important et que celle-ci suit des lois particulières. Les connaissances acquises sur les lois qui déterminent le succès du recrutement doivent permettre d'améliorer sensiblement l'application de ces modèles. Des lois de probabilité des situations climatiques et météorologiques peuvent être établies, pour chacun des processus identifiés, à partir des séries climatiques et météorologiques historiques disponibles. Celles-ci sont, en général, beaucoup plus longues que les séries d'observations directes du recrutement. Les effets estimés de ces

lois peuvent être ensuite sommés, avec des coefficients de pondération qui tiennent compte du poids relatif des processus correspondants en jeu.

6.3. Perspectives pour le forçage du recrutement

En matière de repeuplement, un changement de stratégie doit être envisagé. Pour l'intervalle d'observations disponibles, le taux annuel de renouvellement du stock par reproduction naturelle varie entre 0,1 et 1,2, en fonction des conditions annuelles de l'environnement. Ainsi l'espérance de production naturelle est dominée par la fréquence des années à conditions favorables. En complétant le recrutement naturel par des semis annuels, on pourrait réduire la variabilité et la production et, éventuellement, accroître son taux. On aboutit ainsi à une stratégie de culture extensive, avec production de naissain en écloserie, semis sur concessions, et pêches des souches ensemencées en même temps que du stock naturel. La condition limitante actuelle est celle de la production en masse de naissain à un coût compatible avec les gains attendus.

Si les raisons des fluctuations du rendement du captage de naissain naturel sont mieux appréciées, la réalisation pratique de ce captage n'est pas résolue. L'amélioration des techniques dans ce domaine dépend d'une meilleure connaissance du comportement des individus au moment de la métamorphose. La technique d'écloserie est déjà performante. Résultat des recherches sur le recrutement, sa productivité peut encore être accrue, en augmentant la fécondité réelle des géniteurs par un conditionnement en fonction du cycle interne de leur gamétogénèse.

En baie de Saint-Brieuc où la pêche est active, une série de scénarios de transition est envisageable : ensemencement pour maintenir les captures les années à faible recrutement naturel, prise en charge du prélevage et de l'ensemencement par la profession, ... L'évaluation et l'optimisation des différentes filières techniquement envisageables passe par une analyse économique. A partir d'une analyse de cohortes, traduite en termes de gains et de coûts (production de naissain pour le recrutement artificiel, pêche), il serait possible de comparer le rendement économique de différents scénarios. A partir de là pourraient être évalués le point mort pour la production de naissain et le prélevage, l'intérêt d'une pêche par assolement pour réduire la mortalité des coquilles par dragage, l'optimisation des densités d'ensemencement en fonction du recrutement naturel et de sa distribution géographique. Le développement progressif d'une pectiniculture extensive suivant les meilleurs scénarios pourrait alors contribuer au repeuplement de sites naturels.

REFERENCES

- Andrewartha, H.G. and L.C. Birch, 1954 - 'The distribution and abundance of animals'. Chicago Univ. Press.
- Aoyama, S., 1989 - 'The Mutsu Bay Scallop fisheries : Scallop culture, stock enhancement and resource management'. In J.F. Caddy (ed.) - 'Marine invertebrates fisheries. Their assessment and management'. A Wiley interscience Publication. J. Wiley & sons : 525-539.
- Barbault, R., 1981 - 'Ecologie des populations et des peuplements'. Masson, Paris, 200 p.
- Barber, B.J., R. Getchell, S. Shumway and D. Shick, 1988 - 'Reduced fecundity in a deep-water population of the giant scallop *Placopecten magellanicus* in the Gulf of Maine, USA'. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 42: 207-212.
- Bayne, B.L., 1975 - 'Reproduction in bivalve molluscs under environmental stress'. In Vernberg, F.J. (ed.) - 'Physiological ecology of estuarine organisms'. Univ. South Carolina Press, Columbia : 251-277.
- Boucher, J., 1985 - 'Caractéristiques dynamiques du cycle vital de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) : hypothèses sur les stades critiques pour le recrutement'. *Int. Counc. Explor. Sea*, C.M. 1985/K 23/SESS.Q, IREP Problem : 10 p.
- , -, P. Arzel et D. Buestel, 1985 - 'Causes probables de variation du recrutement de la coquille Saint-Jacques, identifiées en baie de Saint-Brieuc'. In 'Déterminisme du Recrutement'. Séminaire de Nantes, 2-4 juillet 1984. Publ. IFREMER DRV-85.01/D, III-23: 9 p.
- Buestel, D. et J.-C. Dao, 1979 - 'Aquaculture extensive de la coquille Saint-Jacques : résultats d'un semi expérimental'. *La Pêche Maritime*, 1215: 363-365.
- , -, --- et G. Lemarié, 1979 - 'Collecte de naissain de pectinidés en Bretagne'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 175: 80-84.
- , -, A. Gérard et J.-C. Dao, 1987 - 'Le programme de repeuplement en coquilles Saint-Jacques *Pecten maximus* en rade de Brest'. *La Pêche Maritime*, 1307: 164-171.
- Cochard, J.-C., 1985 - 'Les variations de la fécondité de la coquille Saint-Jacques de la rade de Brest en éclosérie au cours du cycle annuel'. In 'Déterminisme du Recrutement'. Séminaire de Nantes, 2-4 juillet 1984. Publ. IFREMER DRV-85 01/D, III-23: 8 p.
- Crisp, D.J., 1965 - 'Surface chemistry, a factor in the settlement of marine invertebrate larvae'. Proc. 5th Marine Biological Symp. Gotheborg 1964, *Botanica Gothburgensia*, 3: 51-65.
- , -, 1974 - 'Factors influencing the settlement of marine invertebrate larvae'. In P.T. Grant et A.M. Macline (eds.) - 'Chemoreception in marine organisms'. Academic Press, London : 177-277.
- Dao, J.-C., D. Buestel, A. Gérard, C. Halary et J.-C. Cochard, 1985 - 'Le programme de repeuplement de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus* L.) en France : finalité, résultats et perspectives'. *Colloque Franco-Japonais Océanographie*, Marseille, 16-21 sept. 85, 7: 67-82.

- , ---, 1986 - 'La coquille Saint-Jacques en Bretagne'. In G. Barnabé (coord.) - Aquaculture, Vol. 1, Lavoisier : 427-440.
- Dorange, G., 1989 - 'Les gamètes de *Pecten maximus* L. (Mollusca bivalvia)'. Thèse Doctorat Univ. Bretagne occidentale, Brest : 133 p.
- , ---, et M. Le Pennec, 1989 - 'Ultra structural study of oogenesis and oocytic degeneration in *Pecten maximus* from the bay of Saint-Brieuc'. *Mar. Biol.* (in press).
- Dupouy, H., G. de Kergariou et D. Latrouite, 1983 - 'L'exploitation de la coquille Saint-Jacques *Pecten maximus* (L.) en France. Deuxième partie : baie de Saint-Brieuc'. *Science et Pêche*, 331: 3-23.
- Fifas, S., 1989 - 'Modèles de dynamique de population et gestion de la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc'. Thèse Doctorat, Univ. Bretagne occidentale, Brest : 249 p.
- Laurec, A., A. Fonteneau and C. Champagnat, 1980 - 'A study of the stability of some stocks described by self-regenerating stochastic models'. In A. Saville (ed.) - 'The assessment and management of pelagic fish stocks'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 423-438.
- Lehay, D., 1989 - 'Etude de l'hydrologie et de l'hydrodynamisme de la baie de Saint-Brieuc. Approche du rôle de l'hydrodynamisme sur la coquille Saint-Jacques'. Thèse Doctorat Océanogr. phys., Univ. Bretagne occidentale, Brest : 300 p.
- MacDonald, B.A. and R.J. Thompson, 1985 - 'Influence of temperature and food availability on the ecological energetics of the giant scallop *Placopecten magellanicus*. II - Reproductive output and total production'. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 25: 295-303.
- , ---, and R.J. Thompson, 1986 - 'Influence of temperature and food availability on the ecological energetics of the giant scallop *Placopecten magellanicus*. III - Physiological ecology, the gametogenic cycle and scope for growth'. *Mar. Biol.* 93: 37-48.
- Mason, J., 1983 - 'Scallop and queen fisheries in the British Isles'. Fishing News Book Ltd, Farnham : 144 p.
- Menesguen, A. and L. Drévès, 1987 - 'Sea temperature anomalies and population dynamics variations : effect on growth and density of three bivalves'. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 36: 11-21.
- Muller-Feuga, A. et J. Querellou, 1973 - 'L'exploitation de la coquille Saint-Jacques au Japon'. *CNEXO, Rapp. Sci. Tech.*, 14.
- Paulet, Y.M. et S. Fifas, 1988 - 'Etude de la fécondité de la coquille Saint-Jacques, *Pecten maximus*, en baie de Saint-Brieuc'. *Haliotis* (sous presse).
- , ---, 1989 - 'Etude qualitative et quantitative de la reproduction de *Pecten maximus* en baie de Saint-Brieuc'. Thèse Doctorat, Univ. Bretagne occidentale, Brest : 250 p.
- Quérellou, J., 1975 - 'Exploitation de la coquille Saint-Jacques *Patinopecten yessoensis* Jay, au Japon'. Publ. Association Développement Aquaculture : 62 p.
- Salaun, M., 1987 - 'Influence des facteurs du milieu sur la nutrition des larves de bivalves en baie de Saint-Brieuc'. *Haliotis*, 16: 209-220.
- , ---, M. Le Pennec et Y.M. Paulet, 1989a - 'La prodissoconque de *Pecten maximus* : un indicateur de l'âge et de la croissance larvaire'. *Haliotis* (sous presse).

- , -, M. Le Pennek et J. Boucher, 1989b - 'La dimension intervalvaire : un indice de croissance et de viabilité des larves planctoniques de la coquille Saint-Jacques *Pecten maximus*'. *Mar. Ecol. Progress. Ser.* (soumis).
- Sastry, A.N., 1970 - 'Reproductive physiological variations in latitudinally separated populations of the Bay Scallop *Aequipecten irradians* Lamarck'. *Biol. Bull.*, 138: 56-65.
- , -., 1979 - 'Pelecypoda (excluding Ostreidae)'. In A.C. Giese and J.S. Pearse (eds.) - 'Reproduction of marine invertebrates, Vol. V'. Academic Press, New York : 113-292.
- Sinclair, M.M., 1988 - 'Marine Populations. An Essay on Population Regular and Speciation'. Washington Sea Grant Programm. Univ. Washington Press, Seattle : 252 p.
- Thouzeau, G. et C. Hily, 1986 - 'AQUAREVE : une technique nouvelle d'échantillonnage quantitatif de la macrofaune épibenthique des fonds meubles'. *Oceanol. Acta*, 9, 4: 509-513.
- , -, et D. Lehay, 1988 - 'Variabilité spatio-temporelle de la distribution, de la croissance et de la survie des juvéniles de *Pecten maximus* (L.) issus des pontes 1985 en baie de Saint-Brieuc'. *Oceanol. Acta*, 11, 3: 267-283.
- Ventilla, R.F., 1982 - 'The scallop industry in Japan'. *Adv. Mar. Biol.*, 20: 309-382.
- Walters, C.J. et J.S. Collie, 1989 - 'Is research on environmental factors useful to fisheries management ?'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (in press).
- Wolff, M., 1988 - 'Spawning and recruitment in the Peruvian scallop *Argopecten purpuratus*'. *Mar. Ecol. Progress. Ser.*, 42: 213-217.



Photos 16 et 17. — Capture du poisson dans un étang de pisciculture à Zhenjiang (Jiangsu - Chine).
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

10 - L'AQUACULTURE EXTENSIVE EN EAUX DOUCES

Roland Billard

"Le roi Wei continua : 'Vous possédez des milles et des cents en argent liquide, et votre fortune se chiffre en centaines de millions. Quels moyens avez-vous employés pour acquérir une fortune pareille ?'

Tao Zhu Gong répondit : 'Il y a cinq moyens pour faire fortune et, en premier lieu, il y a l'argent aquatique. Par là, j'entends creuser des étangs et élever des poissons'."

Tao Zhu Gong, VII-VIèmes siècles avant J.-C. - "L'élevage des poissons".

1. Les écosystèmes dulçaquicoles exploités

Il existe une grande diversité de plans d'eau et d'écosystèmes aquatiques continentaux : certains sont naturels comme les étangs côtiers, les lacs, les fleuves, ..., mais beaucoup ont été créés par l'homme au cours des siècles et leur rythme de

Roland Billard a travaillé à l'Institut national de la recherche agronomique (France) sur la physiologie de la reproduction des poissons et, en particulier, sur les problèmes de spermatogénèse et de biologie des gamètes. Ces recherches ont donné lieu à des applications sur la maîtrise de la reproduction des poissons d'élevage et ont conduit leur auteur à s'intéresser aux systèmes de production aquacole. Roland Billard est actuellement Professeur au Museum national d'histoire naturelle, Paris (France), où il dirige le Laboratoire d'ichtyologie générale et appliquée.

construction s'accélère : étangs, retenues, réservoirs aux multiples finalités (régulation des crues, irrigation, production d'énergie hydroélectrique, pisciculture, loisirs-pêche, voile, etc.). Souvent ces finalités se regroupent : un réservoir hydroélectrique, outre la production d'énergie qu'il assure, constitue un plan d'eau de loisir et peut faire l'objet d'un élevage. Le plan d'eau dans une ville nouvelle, au départ conçu pour recueillir et stocker les eaux pluviales, est surtout perçu comme un élément agrémentant le paysage : il fait "entrer" la nature dans la ville ; il attire le pêcheur, ce qui conduit à y pratiquer une gestion halieutique avec déversement et/ou élevage extensif de poisson.

Beaucoup de ces plans d'eau reçoivent de nombreux nutriments, dont l'origine est souvent liée aux activités humaines : matières organiques et minérales provenant de l'agriculture et de l'industrie, eaux usées, rejets des stations d'épuration, etc. Il s'ensuit des pollutions et des phénomènes d'eutrophisation entraînant des proliférations d'algues et de macrophytes : les mortalités de poissons qu'ils entraînent sont les effets les plus immédiatement visibles des altérations des écosystèmes dulçaquicoles. L'homme essaie de prévenir ces déséquilibres par des actions diverses, allant de la mise en place de stations d'épuration (avec, parfois, ceinture de collecteurs autour de lacs) au contrôle biologique par l'introduction d'espèces de poissons consommant sélectivement les algues et les macrophytes en excès. Dès lors que l'intervention fait appel à des espèces, comme des poissons, qu'il peut ensuite consommer, la gestion du plan d'eau, même si elle est à finalité d'agrément, comporte une composante halieutique et piscicole : pêche et aquaculture peuvent de la sorte se trouver associées dans la gestion de plans d'eau divers et s'inscrivent dans un contexte plus large d'aménagement de l'environnement.

Ce chapitre examine les divers modes d'exploitation des ressources vivantes dans les écosystèmes aquatiques continentaux, leurs implications socio-économiques et les problèmes scientifiques que pose leur aménagement. Deux ensembles d'exploitation seront distingués :

- ceux des grands systèmes ouverts - fleuves, lacs et réservoirs - relevant souvent du domaine public ; le partage de la ressource et de l'espace soulève, sur les plans économique, social et juridique des problèmes complexes ; d'autre part, les possibilités d'intervention sur l'écosystème y sont réduites ;

- ceux des systèmes de dimensions petites et moyennes, comme les étangs de pisciculture, relevant du domaine privé et s'apparentant à une exploitation de type agricole avec essais de maîtrise de l'écosystème autant que de ses peuplements ; une compilation d'articles de revue a été faite sur ce thème par Michael (1987).

2. Quelques exemples de systèmes de production

Algues, mollusques, crustacés, poissons, ... entrent dans la composition des écosystèmes dulçaquicoles. Cependant, à l'exception de certains crustacés (chevrettes, écrevisses, ...), seuls les poissons font l'objet d'exploitations susceptibles de contribuer de façon significative à la création de revenus et à l'alimentation des populations humaines en zones continentales. Les modes d'exploitation associent souvent pêche - pour la capture et la gestion des stocks - et aquaculture - pour soutenir et accroître la production naturelle.

2.1. L'exploitation des rivières et des ruisseaux

Elle se fait surtout par simple pêche, mais des activités d'élevage y sont conjointement pratiquées, en particulier en Asie. En Chine, les rivières sont divisées en segments sur lesquels l'homme intervient en éliminant les prédateurs et en maîtrisant la composition spécifique des peuplements (Billard 1985). La pêche, dite professionnelle, reste très active, en rivières et en lacs, dans beaucoup de pays du Tiers Monde. Elle tend à être supplantée par la pêche amateur dans les pays développés. En France, il ne reste en eau douce que quelques centaines de pêcheurs professionnels travaillant à temps partiel et capturant environ 4000 t de poisson par an ; par contre, la pêche amateur y est très développée, avec 2,2 millions de pêcheurs acquittant une taxe. C'est une tendance générale dans les pays riches : aux Etats-Unis, la pêche récréative (mer et eaux douces) vient immédiatement après la haute-fidélité dans les dépenses de loisir. La pêche, qu'elle soit professionnelle ou amateur, est sélective, en ce sens qu'elle porte de façon privilégiée sur les espèces nobles, c'est-à-dire de bonne valeur commerciale (saumon, truite, sandre, brochet, ...) pour délaissier les autres (hottu, brème) qui, moins exploitées, tendent à proliférer. Les associations de pêcheurs amateurs pratiquent des "repeuplements" par déversements de juvéniles, voire même d'adultes, d'espèces cible lorsque, en principe, l'effort de pêche excède le potentiel de production de l'écosystème naturel. Cette pêche-sélective entraîne des déséquilibres dans les peuplements qu'une entente entre les deux catégories de pêcheurs, professionnels et amateurs, devrait réduire. Les deux activités pourraient, en effet, être plus complémentaires, le pêcheur professionnel pouvant être encouragé à capturer aussi les espèces moins prisées. Pour cela, il faudrait que ces dernières puissent être conditionnées sous une forme plus attractive pour pouvoir être proposées au consommateur à un prix suffisamment rémunérateur. Des essais en ce sens ont été réalisés par les pêcheurs professionnels du lac Léman qui ont trouvé, par la transformation, un moyen d'écouler le gardon dont les populations se développaient au détriment de la perche.

Outre ces deux catégories de pêcheurs, d'autres utilisateurs de l'eau des rivières doivent être mentionnés : agriculteurs, industriels, plaisanciers, utilisateurs de la force hydraulique, dont les producteurs d'hydroélectricité. Cette diversité d'usages soulève des conflits d'intérêts, caractéristiques de l'exploitation et de l'utilisation des écosystèmes naturels (chapitres 12, 16, 18 et 19).

La productivité des rivières est relativement faible. En zones tempérées, elle n'excède guère quelques dizaines de kg de poisson/ha/an. Elle est plus forte en zones tropicales. Elle peut être affectée par les activités anthropiques qui réduisent la diversité spécifique et la biomasse des peuplements sous l'effet conjoint des pollutions, de la chenalisation des cours d'eau, de la simplification des habitats, de la réduction des zones naturelles de fraie...

2.2. L'exploitation des lacs et des réservoirs

Dans les pays en développement, les ressources vivantes des lacs et réservoirs sont largement exploitées, généralement par pêche, parfois associée à des pratiques culturelles. La productivité est de l'ordre de 70 kg de poisson/ha/an dans le lac Tchad (Benech et Quensière 1987), dont les captures annuelles sont de l'ordre de 100 000 t. Le lac Victoria fait aussi l'objet d'une pêche importante : la production y dépasse largement 100 000 t par an. Cependant, l'efficacité de l'exploitation est contrecarrée par la méconnaissance de la biologie des espèces : selon Travers (comm. pers. 1987), il y aurait 300 espèces dans ce lac et la biologie de seulement 150 d'entre elles serait suffisamment bien connue pour pouvoir définir des schémas d'exploitation convenables.

En Chine, la productivité des grands lacs est de l'ordre de 100 kg de poisson/ha/an ; la moyenne nationale était de 113 kg en 1983 (Li Sifa 1986). Les méthodes de gestion des stocks sont simples. Dans les grands lacs de plusieurs milliers d'hectares, seule la pêche est pratiquée. Dans le lac Tai Hu (Jiangou), par exemple, un petit hareng (*Coilia ectenes*), qui représente 70 % des captures totales, est exploité de la façon suivante : avant l'ouverture de la pêche, au printemps, la biomasse totale de l'espèce est estimée par prospection au chalut ; la pêche est alors engagée ; elle se poursuit jusqu'à ce que 60 % de cette biomasse soit extraite. Dans les lacs de superficie inférieure à 100 ha, il est possible d'intervenir sur le milieu et sur les peuplements : les productions peuvent atteindre 1 t/ha/an.

2.3. L'exploitation des étangs de pisciculture

Ces derniers, créés par l'homme, sont gérés de façon privée ; leur aménagement est plus facile que celui des rivières, lacs et réservoirs. Les étangs sont nombreux en France où leur superficie couvre actuellement plus de 100 000 ha. Leur exploitation reste essentiellement extensive avec des productions moyennes n'excédant guère 100 kg/ha/an. La pisciculture en étangs est très développée en Asie - surtout en Chine -, en Europe centrale et en Israël.

3. Le forçage du recrutement dans les grands écosystèmes ouverts

Des opérations de forçage du recrutement sont parfois pratiquées dans les grands systèmes ouverts (rivières, lacs, réservoirs), en vue d'en améliorer la production. Ces interventions consistent à augmenter les effectifs de juvéniles, indirectement par introduction de géniteurs, ou directement par supplémentation en oeufs, larves ou alevins. Le concept est de ne déverser que des juvéniles qui ont atteint une taille suffisante pour résister à la prédation, ou aux divers facteurs des écosystèmes qui limitent leur densité. Dans certains cas, le forçage du recrutement revêt des formes plus avancées portant sur l'amélioration de l'habitat. Dans les pays riches, la stratégie vise surtout à réhabiliter ou à implanter des espèces, dites nobles par la demande et les prix qu'elles suscitent, ou par l'amélioration biologique qu'elles induisent, de façon à en stimuler la production. Cela se pratique à des fins de pêche professionnelle (esturgeon, saumon, corégones), comme de plaisance (salmonidés, cyprinidés, brochet). Dans les pays en développement, l'objectif est essentiellement d'augmenter la production des plans d'eau, toutes espèces confondues : l'exploitation est alors le fait d'une pêche commerciale ou de subsistance.

3.1. Le forçage d'une espèce

Il existe de nombreux exemples de forçage portant sur une espèce intensément exploitée dont on veut soutenir ou accroître la production naturelle. Les cas les plus connus portent sur les saumons en mer (chapitre 8) et les esturgeons. Ces opérations intéressent aussi la pêche en eau douce, dans la mesure où une partie des individus est capturée en rivière lors de leur migration anadrome. Cela est particulièrement vrai pour les saumons qui, très recherchés par les pêcheurs plaisanciers comme par les

professionnels, suscitent de fortes compétitions, en mer comme en rivière (Thibault et Billard 1987). L'un des arguments avancés par les pêcheurs plaisanciers pour justifier qu'une priorité soit donnée à la pêche en rivière est la prise en compte de son impact économique au niveau de l'activité touristique qu'elle suscite, notamment en régions déshéritées (cf. § 4.5). Pour être valable, cette comparaison devrait porter sur la valeur économique et sociale des activités induites, au-delà de la seule capture, dans les deux types de pêche (Rothschild *et al.* 1977). De façon plus générale, l'analyse de ces compétitions doit tenir compte des interactions biologiques et techniques (chapitres 2 et 3) ; elle nécessite aussi que des indicateurs économiques comparables et sommables soient définis, la production totale du stock ne fournissant pas nécessairement une mesure pertinente pour juger de l'intérêt suscité par la pêche récréative : beauté des sites, prises trophées par leur taille, espèces rares, ..., (Harris and Bergersen 1985).

L'esturgeon fait l'objet d'une politique active de repeuplement en juvéniles dans la mer Caspienne, la mer Noire et la mer d'Aral ; il est pêché en mer, mais aussi en rivières comme dans le Danube, en Roumanie et en Yougoslavie. La gestion des stocks d'esturgeon est complexe, car la première maturité sexuelle est tardive : elle intervient à plus de 10 ans d'âge pour les femelles de certaines espèces, ce qui nécessite de ménager les captures et de gérer l'état d'un grand nombre de cohortes, sachant, d'autre part, qu'une grande partie des oeufs, prélevée pour la fabrication du caviar, ne contribuera pas au recrutement.

Plusieurs espèces font l'objet de repeuplements dans les lacs et réservoirs (pâturage lacustre). Il s'agit d'espèces migratrices entre lacs et tributaires : c'est le cas de la truite de lac, ou d'espèces strictement lacustres, comme l'omble-chevalier (*Salvelinus alpinus*) ou les corégones (*Coregonus sp.*) (Champigneulle 1985). De nouvelles espèces, comme le saumon *Onchorhynchus*, ont été ainsi acclimatées dans les Grands Lacs nord-américains pour valoriser une niche écologique abandonnée par la truite de lac, suite à la pénétration des lamproies marines, consécutive à la construction d'écluses destinées à permettre la navigation entre les lacs et la mer. Il s'en est suivi un rééquilibrage remarquable de la communauté piscicole : la prolifération des poissons blancs (gasparau), qui a résulté de la disparition de ces truites, et de la pollution, a été limité par l'implantation de nouvelles espèces prédatrices ; celles-ci font l'objet d'une exploitation halieutique. En Europe centrale, on introduit dans les réservoirs d'eau potable des poissons piscivores (brochet, sandre, aspe) pour réduire l'excès de poissons blancs : on contrôle ainsi l'eutrophisation qui se produit lorsque la prédation exercée par ces derniers devient trop forte ; les populations zooplantoniques, alors trop réduites, ne suffisent plus pour consommer la production algale (Vostradovski, comm. pers.).

Le lâcher d'oeufs et de juvéniles est également largement pratiqué en rivières pour contrebalancer la pression de la pêche à la ligne. Des repeuplements, dits surdensitaires, sont aussi effectués dans le cadre d'entreprises commerciales à finalité récréative (technique du "put and take"), dont le principe consiste à relâcher dans des

espaces réduits des individus ayant déjà atteint la taille légale, pour les faire capturer immédiatement après par des pêcheurs amateurs (Cuinat 1971). Les espèces proviennent d'élevages intensifs (truite arc-en-ciel) ou d'étangs de pisciculture (gardon, tanche, carpe). Dans ce type d'exploitation artificielle, la gestion des populations et des écosystèmes est évidemment réduite à sa plus simple expression.

La technique généralement adoptée dans ces formes de forçage de recrutement consiste à prélever des gamètes sur des géniteurs, si possible de souches locales de façon à conserver le potentiel génétique des populations, puis à pratiquer la reproduction artificielle et l'incubation en écloséries. Dans le schéma le plus court, les oeufs sont directement déversés dans le milieu. Les oeufs de salmonidés sont immergés *in situ* sur des graviers de ruisseaux ou de rivières, à l'intérieur de boîtes perforées (boîtes Vibert) d'où les alevins s'échappent après leur éclosion. Les oeufs ou larves de corégone sont quelquefois placés dans des cages directement immergées dans les lacs, à plusieurs mètres de profondeur, de façon à éviter le développement excessif d'algues sur les filets. Comme le zooplancton dont se nourrissent les larves est rare, il est attiré par des lampes placées à l'intérieur même des cages. Lorsque les juvéniles ont atteint une taille suffisante, ils sont libérés par ouverture des cages. Parfois les cages, faites de filets à larges mailles pour y laisser pénétrer le plancton, sont laissées en surface : les larves, retenues par simple phototaxie, ne s'échappent pas (Mamcarz and Nowak 1987). Cette méthode, largement pratiquée en Pologne, a permis la reconstitution de stocks et un renouveau de la pêche dans les lacs de Mazurie. Une technique analogue est pratiquée dans les lacs chinois où les larves sont introduites dans des enclos pour y être élevées et alimentées pendant quelques semaines à l'abri des prédateurs, avant d'être lâchées dans le lac même qu'elles vont repeupler. L'élevage des juvéniles en conditions contrôlées en écloséries peut se prolonger pendant plusieurs semaines (brochet), plusieurs mois, voire une année ou plus (saumon atlantique).

La réussite du forçage du recrutement par lâcher de juvéniles va dépendre de nombreux facteurs et, en particulier, de ceux liés à l'écosystème à repeupler : habitat, prédateurs, nourriture disponible, conditions hydrologiques et climatiques, etc. (chapitre 8). Une bonne connaissance de l'écosystème et des phénomènes qui déterminent le succès du recrutement est un préalable à la réussite d'une opération de repeuplement qui devra être précédée d'une "diagnose écologique". La méthode est bien établie pour les rivières (Cuinat 1971), mais reste encore approximative dans le cas des lacs (Champigneulle 1985).

3.2. Le forçage d'un ensemble d'espèces

Dans ce cas, l'objectif est d'optimiser la productivité de l'ensemble du plan d'eau en introduisant simultanément plusieurs espèces inféodées aux différentes niches écologiques à valoriser.

Pour chaque espèce, l'effectif lâché doit être en rapport avec la nourriture disponible qui, elle-même, pourra être stimulée (cf. § 3.3.). Les possibilités d'intervention sur les systèmes ouverts (lacs, réservoirs) sont réduites : la démarche se limite à évaluer les disponibilités alimentaires et à réaliser les taux d'empoisonnement correspondants. Cette approche est très développée en Chine. Li Sifa (1986) donne d'excellents exemples de réussite d'empoisonnements plurispécifiques : dans le réservoir Qingshan, d'une surface de 567 ha, la production annuelle à base exclusivement de carpe commune était, en 1961, de 14 kg/ha ; deux espèces ont alors été introduites : l'"argentée" (*Hypophthalmichthys molitrix*) et la "grosse tête" (*Aristichthys nobilis*) ; consécutivement, la production moyenne est passée à 641 kg/an (période 1969-1983). Il est vraisemblable que la seule introduction de ces deux nouvelles espèces n'explique pas entièrement cette augmentation ; d'autres facteurs, comme l'euthrophisation, ont pu jouer, mais cette dernière a pu être valorisée et réduite par l'introduction de deux espèces aux exigences alimentaires complémentaires (tabl. 10.1).

Tableau 10.1 - Espèces susceptibles d'être introduites dans des plans d'eau pour valoriser les diverses niches écologiques.

Espèce	Nom français	Régime alimentaire
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	argentée	phytoplanctonophage
<i>Aristichthys nobilis</i>	grosse tête ou marbrée	zooplanctonophage
<i>Cyprinus carpio</i>	carpe	benthophage et zooplanctonophage
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	amour	herbivore
<i>Mylopharyngodon piccus</i>		molluscophage
<i>Cirrhinus molitorella</i>		détrivore

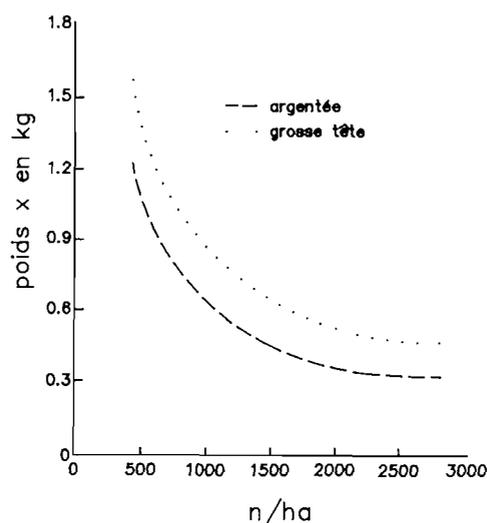


Figure 10.1 - Réservoir Nomshahe (Chine) : relations entre le poids moyen individuel final (kg) et la densité initiale d'empoissonnement (n/ha), (d'après Li Sifa 1986).

On tente également de forcer les peuplements par l'introduction de géniteurs supplémentaires ; mais le succès est souvent aléatoire : il suppose de pouvoir agir sur l'écosystème et l'habitat en particulier (cf § 3.3.). Pour les grands systèmes ouverts, on a généralement recours à des lâchers de juvéniles. La densité de mise en charge va dépendre de la nourriture disponible, comme de la taille recherchée pour la capture. Cette dernière sera d'autant plus élevée que la mise en charge sera faible (fig. 10.1) et que la taille des juvéniles lors du déversement sera forte (fig. 10.2). Dans les limites de l'expérience, la productivité totale est toujours plus forte lorsque la charge est plus élevée (fig. 10.3), un plus grand nombre de poissons assurant une consommation plus efficace de la nourriture disponible.

Ainsi, le choix des espèces à introduire dépend de leur régime alimentaire et de leur taux de croissance respectifs. Il faut aussi considérer leur capacité d'adaptation et leur taux de survie. En Chine, la croissance de la "grosse tête" dans les réservoirs est supérieure à celle de l'"argentée", alors que l'inverse s'observe dans les étangs de pisciculture. Une raison avancée est que la "grosse tête" consomme moins d'oxygène que l'"argentée" ; cela lui confère une supériorité dans les réservoirs où, à la différence des étangs, il n'est pas procédé à une oxygénation. La durée du cycle de production est susceptible de varier ; elle dépend de la localisation géographique du plan d'eau, de son contexte climatique, de son niveau trophique et du mode de gestion. La taille

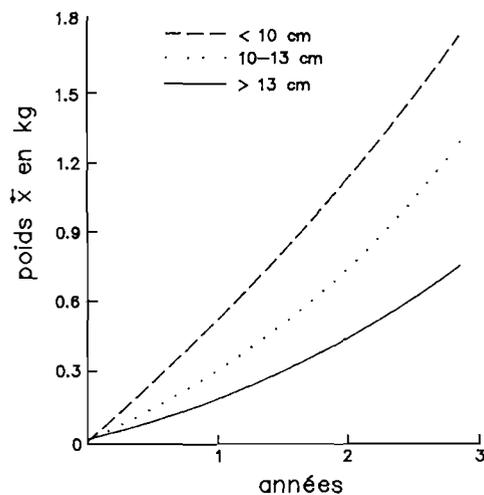


Figure 10.2 - Réservoir Dongjieng (Chine): évolution du poids moyen individuel (kg) de "grosse tête" au cours d'un cycle de production de trois ans en fonction de la taille à l'empoissonnement (< 10 cm, 10 - 13 cm, > 13 cm), (d'après Li Sifa 1986).

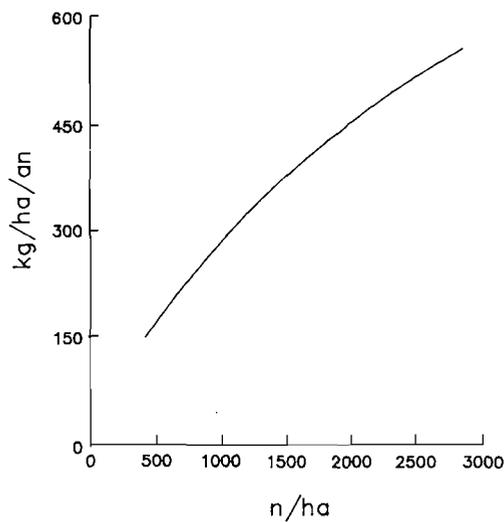


Figure 10.3 - Réservoir Nomshahe (Chine) : relation entre la densité à l'empoissonnement (n/ha) et le rendement total final (kg/ha/an), (d'après Li Sifa 1986).

Tableau 10.2 - Mise en charge et taux de retour de "grosse tête" et d'"argentée" dans le réservoir Qingshan (Chine) pendant la période 1972 - 1976 (d'après Li Sifa 1986).

année	mise en charge nx10 ³	taux de recapture				total
		1ère année		2ème année		
		nx10 ³	%	nx10 ³	%	
1972	782	321	41	50	6	47
1973	1 524	777	51	55	4	56
1974	1 237	474	38	13	10	48
1975	804	310	35	9	11	46
1976	1 006	406	40			
moyenne			41		8	49

marchande minimale - de l'ordre de 500 g pour l'"argentée" et la carpe commune, de 750 g pour la "grosse tête" et de 1 kg pour l'"amour" - peut être atteinte en une année en partant de juvéniles de taille moyenne de 13,5 g (Li Sifa 1986) . Dans beaucoup de lacs et de réservoirs, l'efficacité de capture est telle que près de 90 % de la biomasse est pêchée en fin de saison (tabl. 10.2).

Tableau 10.3 - Efficacité du repeuplement de "grosse tête" et d'"argentée" dans le réservoir Qingshan (Chine) ; longueur et poids lors du lâcher : 13,2 cm et 23,8 g (d'après Li Sifa 1986).

année	mise en charge/ha		rendement kg/ha/an	efficacité
	n	kg		
1972	1 380	33	825	25,0
1973	2 685	63,75	740,25	11,6
1974	2 190	52,50	496,50	9,5
1975	1 425	33,75	605,25	17,6
1976	1 770	42	565,50	13,5
1977	1 890	45	646,50	14,4

Tableau 10.4 - Diverses combinaisons d'espèces de poisson pour la polyculture en Chine (Tapiador *et al.* 1977) : densité lors de la mise en charge (% des différentes espèces).

type de plan d'eau à empoissonner	lacs et réservoirs		étangs de production	
	espèces	phytoplanctonophage	herbivore	molluscophage
<i>H. molitrix</i>	46	16	12	65
<i>A. nobilis</i>	16	10	7,4	10
<i>C. idella</i>	10	55	24,2	12
<i>C. molitorella</i>	21	-	-	-
<i>C. carpio</i>	8	-	3	6
<i>M. piceus</i>	-	-	42	-
Divers	-	19	10	8

La pêche est d'ailleurs pratiquée en continu pour approvisionner régulièrement le marché. Le maillage des filets est choisi pour ne retenir que les sujets ayant atteint la taille commerciale. Le taux de recapture (survie) varie entre 25 et 50 % (tabl. 10.2) et la biomasse introduite peut être multipliée par 25 (tabl. 10.3) ; un coefficient multiplicateur de 10 est considéré comme excellent, les coefficients inférieurs à 5 comme insuffisants.

Des catégories de plans d'eau autres que les lacs et les réservoirs peuvent faire l'objet d'opérations d'empoissonnement de même nature ; il s'agit, par exemple, des bras morts de rivières en Hongrie, où des productions de l'ordre de 600 kg de poisson/ha/an sont rapportés (Billard et Marcel 1987).

Dans la pratique actuelle, les pisciculteurs se réfèrent à une grille de typologie des milieux pour décider de la densité de juvéniles des différentes espèces à introduire. La typologie prend surtout en compte les compartiments dominants (phytoplancton, zooplancton, macrophytes). Un exemple de classification est présenté dans le tableau 10.4 où le pourcentage des différentes espèces à introduire est donné ; les densités

d'empoissonnement sont très variables (tabl. 10.2 et 10.3) ; elles dépendent des facteurs déjà signalés : fertilité du milieu, taille marchande par rapport à la durée du cycle de production, etc.

3.3. Combinaison du forçage du recrutement et d'interventions sur l'écosystème

Les possibilités de forçage du recrutement par alevinage peuvent se trouver limitées par la nourriture disponible et la qualité du milieu. Pour les améliorer, des interventions sont pratiquées, portant sur l'apport de fertilisants ou la modification de l'habitat. En général, elles ne sont possibles que sur des plans d'eau de taille suffisamment réduite pour pouvoir être modifiés, comme les étangs de pisciculture (cf. § 4). Certaines interventions de nature diverse sont cependant réalisables sur de plus grands systèmes. C'est, par exemple, le cas de lacs canadiens oligotrophes qui reçoivent des apports d'engrais pour stimuler la production de smolts de saumon (Hyatt et Stockner 1985). Dans ces régions, des mécanismes naturels de fertilisation des ruisseaux oligotrophes ont d'ailleurs été mis en évidence : les saumons du genre *Onchorhynchus* meurent après la reproduction ; leurs cadavres viennent enrichir le milieu assurant ainsi le développement de la chaîne alimentaire sur laquelle les alevins se nourrissent après la métamorphose ; sans cet enrichissement, ils ne pourraient survivre en aussi grand nombre dans ces milieux particulièrement pauvres (Donaldson 1967). Ces mécanismes contribuent à la restitution de fertilisants aux eaux continentales souvent pauvres, à partir des océans riches des régions tempérées froides.

La fertilisation reste cependant peu pratiquée par l'homme en milieux ouverts, où leur impact est nécessairement réduit ; les lacs et réservoirs chinois, et les bras morts hongrois, ne sont pas fertilisés directement, mais reçoivent des apports des bassins versants. A l'inverse, les élevages de poissons en cage s'accompagnent de rejets importants de matière organique. Akefors (1986) rapporte que, dans un élevage suédois de truite arc-en-ciel en cages, 23 % seulement du phosphore contenu dans les aliments est retenu par les poissons ; le reste se retrouve dans l'eau sous forme dissoute (11 %) et dans les sédiments. En Ecosse, Gowen *et al.* (1985) ont calculé que, dans un loch, une ferme produisant 50 t de saumon par an relâchait 19,5 t de carbone organique et 5,8 t de matières azotées. Une élévation de 0,04 mg d'azote soluble par m³ d'eau s'ensuit ; ce taux paraît négligeable ; cela tient au renouvellement rapide de l'eau du loch (une fois tous les 10 jours). Il existe de nombreux exemples d'élevages de poisson en cages entraînant des eutrophisations susceptibles de provoquer des mortalités : Suzuki (1986) signale que, dans le lac Kasumigaura au Japon, le manque d'oxygène lié à l'eutrophisation induite par les élevages a entraîné la mortalité de 37 % des carpes stockées dans les cages.

Les aménagements physiques les plus fréquemment pratiqués sur l'habitat portent sur les frayères et la création de refuges et d'abris artificiels pour les juvéniles. Les surfaces de frayères sont accrues pour les salmonidés, soit dans les rivières mêmes, soit par création de chenaux de fraie - en particulier pour les saumons. Des substrats de pontes artificiels sont implantés dans des zones où les herbiers ont disparu ; c'est le cas pour le brochet qui, dans des rivières canalisées, n'a plus accès aux prairies inondées. Ce l'est aussi pour la carpe commune dans les lacs et réservoirs chinois dans lesquels la végétation a disparu, soit du fait de l'introduction de poissons herbivores, soit du fait des fluctuations du niveau de l'eau. La création d'abris et de refuges est aussi pratiquée pour les juvéniles et, même, pour des sujets approchant la taille commerciale ; c'est le cas en rivières et ruisseaux à salmonidés où l'on ajoute des pierres ; les "acadjas" des lagunes du Bénin ou de Côte-d'Ivoire fournissent un bon exemple d'intervention humaine pour la protection des juvéniles ; les cages à corégone en Pologne et les enclos dans les lacs chinois sont également à mentionner ici (cf. § 3.1).

Un autre type d'aménagement consiste à empêcher la trop grande dispersion de juvéniles après lâcher. Pour la prévenir, les chinois placent des barrages électriques ou des filets en amont et en aval de lacs ainsi qu'entre des segments de rivière ; cela permet une gestion plus poussée des peuplements. Lorsque le débit est fort, la clôture est établie en zig-zag. Le passage pour la navigation est assuré par des barrières escamotables (Billard 1985).

3.4. Essais de contrôle des prédateurs piscivores

Dans les systèmes ouverts, la maîtrise des prédateurs n'est pas aisée. Selon la finalité de l'aménagement, on favorisera les carnassiers pour leur valeur sportive (brochet, sandre, très prisés par les pêcheurs à la ligne) ou, au contraire, on cherchera à les éliminer pour raccourcir la chaîne alimentaire de façon à augmenter la production totale. Dans les cas où des populations de poissons de petite taille ne sont pas directement exploitables, on cherchera alors à les valoriser en les faisant consommer par des espèces piscivores utilisables elles par l'homme. Li Sifa (1986) cite l'exemple du lac Fujiaoche en Chine (2000 ha), qui produisait des "argentées" et des "grosses têtes" (420 kg/ha/an), mais aussi d'autres espèces non utilisables du fait de leur trop petite taille. On a introduit un prédateur, *Elopichthys bambusa*, qui s'est attaqué à toutes les espèces, faisant tomber la production à 22,5 kg/ha/an. Dans tous les réservoirs où ce prédateur est présent, le rendement de la pêche se situe autour de 20 kg/ha/an. Dans de telles situations, on capture tous les prédateurs de taille supérieure à 50 cm et on pratique les repeuplements avec des juvéniles de plus de 13 cm que les prédateurs de moins de 50 cm, ne peuvent consommer. En l'absence d'espèces de poisson de petite taille dans le plan d'eau, les prédateurs présents sont systématiquement éliminés par pêche et destruction des nids, de façon à maintenir leur effectif à un niveau très bas.

Une autre opération de contrôle d'espèces de poisson de petite taille a été effectuée dans le lac Victoria avec l'introduction de la perche géante du Nil (*Lates niloticus*), dont le poids peut atteindre 250 kg. Introduite il y a vingt ans, cette espèce représente maintenant 80 % de la biomasse de poisson du lac. Elle a contribué à convertir des petites espèces en poisson facilement pêchable et de haute valeur commerciale. Cette acclimatation a cependant son revers sur le plan écologique : le stock de perche du Nil menace ces petites espèces très diversifiées (environ 300), dont les peuplements sont très originaux, s'étant développés dans un environnement relativement uniforme (Payne 1987).

3.5. Conclusion

Combiné ou non avec des interventions sur le milieu, le forçage du recrutement demeure une approche empirique, dans laquelle le nombre d'inconnues est important et dont le succès reste aléatoire. Les conséquences sur le milieu n'en sont pas toujours analysées. L'impact sur les diverses communautés du réseau trophique peut revêtir la forme de compétitions, ou de modifications d'équilibres. Un autre aspect mal apprécié est l'impact génétique de l'introduction de populations étrangères, dont le potentiel génétique est susceptible d'interférer avec celui des populations locales. De surcroît, ces sujets produits en écloseries et piscicultures peuvent avoir une structure génétique simplifiée ; s'ils sont capables de s'en accommoder en conditions d'élevage contrôlé, ils peuvent aussi s'en trouver handicapés dans le milieu naturel (chapitre 8). Le forçage du recrutement requiert un effort permanent à la fois technique et financier, que les autorités concernées ne sont pas toujours prêtes à maintenir. Cela tient au fait que le succès financier de telles opérations n'est pas toujours assuré et reste souvent difficile à évaluer : à côté de quelques essais aux résultats spectaculaires, il existe probablement beaucoup d'échecs non documentés (par exemple, Harache 1988 pour le saumon). L'évaluation globale comme spécifique de ces formes d'intervention reste en partie subjective.

4. La manipulation des peuplements et des milieux dans les étangs de pisciculture

4.1. La maîtrise de l'eau

L'une des caractéristiques des étangs de pisciculture est la possibilité de les vidanger. La vidange, qui est une pratique traditionnelle, s'applique aussi à des étangs de grande taille, comme celui du Lindre en France (près de Nancy), dont la superficie atteint 600 ha ; dans ce cas, la vidange débute en août et dure deux mois. Une telle pratique commence cependant à être mise en question. Lorsqu'elle dure longtemps, on perd le bénéfice d'une partie de la production planctonique de fin de période estivale. D'autre part, les aléas climatiques font qu'au printemps l'étang, alimenté uniquement par les eaux issues du bassin versant, peut ne se trouver que partiellement rempli. Il se dessine une tendance à ne pas vidanger les étangs et à capturer les poissons au filet : c'est le cas dans les élevages de poisson-chat aux Etats-Unis ; ceci a permis de réduire le coût du pompage de l'eau prélevée dans les nappes phréatiques, et d'épargner ces dernières dont le niveau tendait à baisser avec l'augmentation des surfaces converties en étangs. En Chine, où l'eau est admise et éliminée par pompage, la vidange des étangs n'est pas générale et n'est, le plus souvent, que partielle.

La vidange et l'assec ont cependant des avantages, notamment celui de permettre des interventions sur le fond. La matière organique accumulée dans les sédiments peut être oxydée, et les minéraux qui y sont piégés, utilisés par les cultures qui sont parfois pratiquées sur le fond de l'étang. D'autre part, l'assec peut interrompre des cycles parasitaires. En Israël, un assèchement, même bref, des étangs est apparu nécessaire, périodiquement, pour éliminer des facteurs qui s'accumulent dans l'eau et tendent à inhiber la croissance des poissons.

4.2. Le contrôle de la végétation

Dans les étangs, le développement des macrophytes est parfois excessif : il affecte la productivité piscicole, les nutriments se trouvant piégés dans une impasse trophique. Les végétaux supérieurs inhibent aussi le développement du plancton ; pour les éliminer, divers moyens sont mis en oeuvre, mécaniques (faucardage), chimiques (épandage de sulfate de cuivre ou de simazine), ou biologiques (introduction de poissons herbivores). En Dombes, dans le système d'exploitation traditionnel, les chevaux étaient mis à paître dans les étangs ; ce pâturage limitait la prolifération des macrophytes, qui reste difficile à contrôler depuis l'abandon de cette coutume. Aux

Etats-Unis, pour lutter contre la prolifération de macrophytes dans les étangs de poisson-chat, une fumure azotée est pratiquée : elle provoque le développement d'algues unicellulaires qui, par filtration de la lumière, empêche la croissance des végétaux supérieurs fixés au fond.

Dans les eaux stagnantes, les algues constituent la source majeure d'oxygène, au moins pendant la journée. En quantité excessive, elles consomment l'oxygène pendant la nuit au point de provoquer des anoxies. En outre, la décomposition des algues accentue la consommation d'oxygène. Comme pour les macrophytes, le développement des algues peut être maîtrisé par des épandages de sulfate de cuivre et l'introduction de poissons phytoplanctonophages, comme l'"argentée", qui joue alors le rôle d'améliorateur biologique.

4.3. L'enrichissement du milieu par fertilisation et sa maîtrise par la polyculture

Les techniques de fertilisation minérale et d'amendement, directement inspirées des pratiques agricoles, sont répandues en pisciculture d'étang. Elles ont pour objectif de stimuler la productivité. Les minéraux apportés sont surtout l'azote et le phosphore, mais ce dernier présente l'inconvénient de se fixer dans les sédiments, dans une proportion de 30 à 60 % pour les scories (engrais solide peu soluble), de 20 à 40 % pour les superphosphates, et jusqu'à 20 % pour les engrais liquides (Martin 1987).

L'apport massif de fertilisants organiques est traditionnel en Chine ; il a été introduit en Israël dans les années 1970, et en Europe dans les années 1980. Les quantités distribuées sont très variables, pouvant atteindre 40-50 kg de carbone/ha/j lorsque l'on pratique une distribution journalière. Au-delà, des apports supplémentaires ne se traduisent pas par une augmentation de la production de poisson. Même en augmentant la densité, le rendement plafonne à 30 kg/ha/j, ce qui correspond à une production de 4,5 t/ha pour un cycle de croissance de cinq mois (fig. 10.4). Olah (1986) a également observé que, dans le meilleur des cas, 7,5 % seulement de l'apport en carbone était converti en poisson.

Ces performances sont remarquables si on les compare à la productivité d'autres écosystèmes exploités comme, par exemple, l'élevage bovin sur prairie, dont la production n'excède guère 500 kg/ha/an. Les fortes productivités des systèmes piscicoles fertilisés s'expliquent par la valorisation de plusieurs niveaux trophiques, grâce à l'introduction de plusieurs espèces de régimes alimentaires complémentaires, à l'image de ce qui se pratique en écosystèmes ouverts. Cette approche, dite de

polyculture, est surtout développée en Chine. Elle repose sur l'association de quatre espèces, qui occupent dans les étangs des secteurs distincts (fig. 10.5).

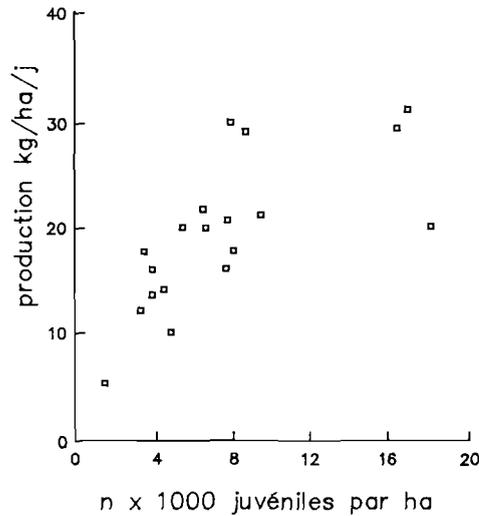


Figure 10.4 - Système de polyculture : relation entre le rendement (kg/ha/j) et la densité initiale d'empeusement (d'après Olah 1987).

En Chine, le nombre d'espèces peut aller jusqu'à 7. Il est même supérieur dans des essais pratiqués en Roumanie où l'on a eu tendance à augmenter en même temps la profondeur des étangs (fig. 10.6).

Cependant, si elle améliore la productivité, la multiplication des espèces complique beaucoup les opérations de mise en charge, de capture et de tri. Aussi la tendance actuelle est-elle, en Europe, de n'associer que deux espèces : l'"argentée" et la carpe commune, auxquelles peut être adjointe l'"amour" (herbivore), lorsque le système est particulièrement riche en végétaux. Comme dans le cas des lacs et réservoirs, les mises en charge vont dépendre de la taille marchande et de la durée du cycle envisagées, en plus du niveau de fertilité du plan d'eau que l'on peut moduler. Le rapport entre espèces ne peut s'écarter de certaines limites : quelle que soit la mise en charge, la composante majeure finale reste, en général, l'"argentée" du fait de la dominance phytoplantonique (fig. 10.7). Cependant, en Europe, la valeur marchande de l'"argentée" est moindre que celle de la carpe : pour ses essais, Olah (1986) adopte une mise en charge à l'hectare de 2 500 "argentées" de 200 g, pour 1 500 carpes communes de 100 g.

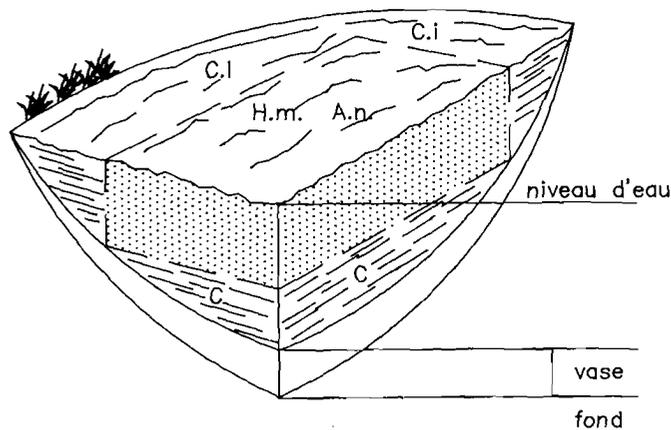


Figure 10.5 - Répartition spatiale des espèces élevées en polyculture avec la carpe commune (C), *Ctenopharyngodon idella* (C.i.), *Aristochthys nobilis* (A.n.) et *Hypophthalmichthys molitrix* (H.m.).

Il peut paraître surprenant de voir pratiquer des apports importants de matières organiques dans des étangs, alors que le déversement accidentel de lisier dans les rivières entraîne de fortes mortalités du poisson. Dans les étangs, les apports sont réguliers (une fois par jour à une fois par semaine) ; en cas d'apports élevés, l'introduction d'une espèce phytoplanctonophage comme l'"argentée" se révèle indispensable pour contenir la prolifération des algues qui en résulte. L'écosystème peut être aussi contrôlé par la composition du peuplement. En situation extrême, en particulier par temps couvert et orageux, la photosynthèse est moins active ; la respiration l'emporte alors sur la production d'oxygène, conduisant rapidement à l'anoxie que seules peuvent prévenir des interventions physiques (mise en place d'aérateurs).

Même dans les étangs de pisciculture, une maîtrise suffisante des peuplements n'est pas toujours possible : il existe ainsi des espèces, comme le poisson-chat (*Ictalurus melas*) ou la perche-soleil (*Lepomis gibbosus*), dont la prolifération ne peut être maîtrisée dans de nombreux étangs d'Europe.

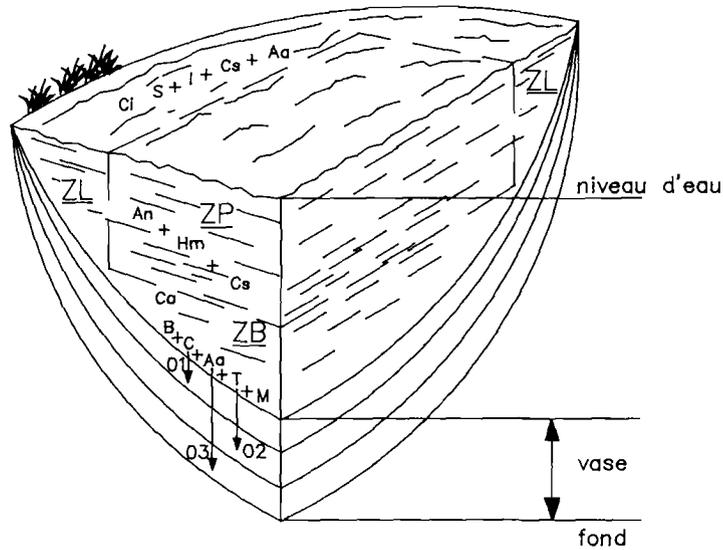


Figure 10.6 - Exemple d'associations complexes de poissons pour polyculture avec répartition spatiale dominante des diverses espèces (d'après Matéi, comm. pers.) :

ZB : zone benthique ; ZL : zone littorale ; ZP : zone pélagique

Espèces :

- Aa : anguille

Ci : *C. idella*

An : *A. nobilis*

- Cs : carassin

B : esturgeon hybride

I : *Ictalurus*

- C : carpe

T : tanche

Ca : *Catostomus*

- S : silure

M : *Myolopharyngodon*

Dans la vase : couches superficielle (1), moyenne (2) et profonde (3).

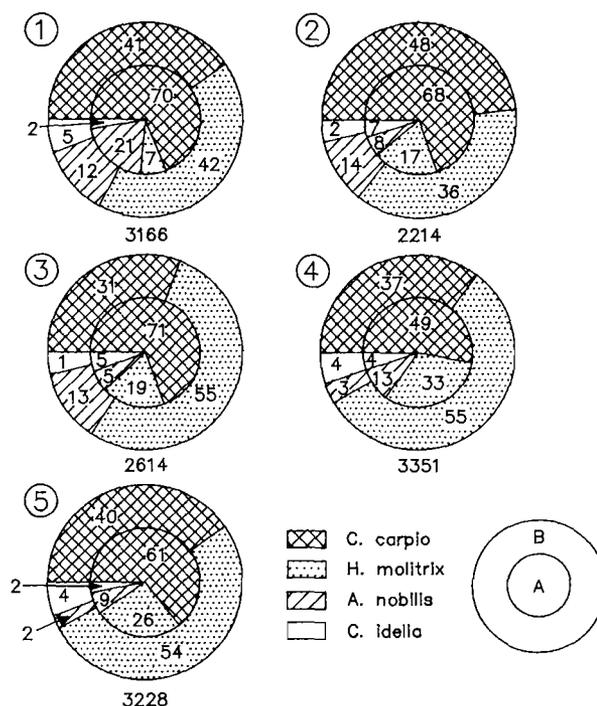


Figure 10.7 - Relation entre les pourcentages numériques des espèces introduites dans l'étang lors de la mise en charge (A) et les proportions pondérales lors de la récolte (B). Les productions en kg/ha sont indiquées pour chaque combinaison au-dessous de chaque cercle (d'après Luscan 1973).

4.4. Le cas des étangs de premier alevinage

Les étangs de premier alevinage, dans lesquels on déverse des larves vésiculées pour récolter, quatre à six semaines plus tard, des alevins de quelques grammes, constitue un exemple de manipulation poussée d'écosystème. Cela implique que l'on fasse coïncider l'éclosion des larves et leur croissance avec le développement de la chaîne alimentaire, de façon que les juvéniles disposent à tout moment de proies en quantité et de qualité appropriées : la taille des organismes planctoniques doit être en rapport avec la taille des poissons juvéniles, notamment celle de leur bouche.

La méthode la plus largement pratiquée, par exemple en Europe centrale, consiste à conduire des façons culturales dans de petits étangs de 100 à 1 000 m² avec

apport de fertilisants minéraux et organiques et amendements ; la mise en eau se fait au printemps, lorsque la température atteint 16 - 18 °C. Le réseau trophique se met progressivement en place avec apparition successive de bactéries, protozoaires, phytoplancton, rotifères et crustacés (fig. 10.8).

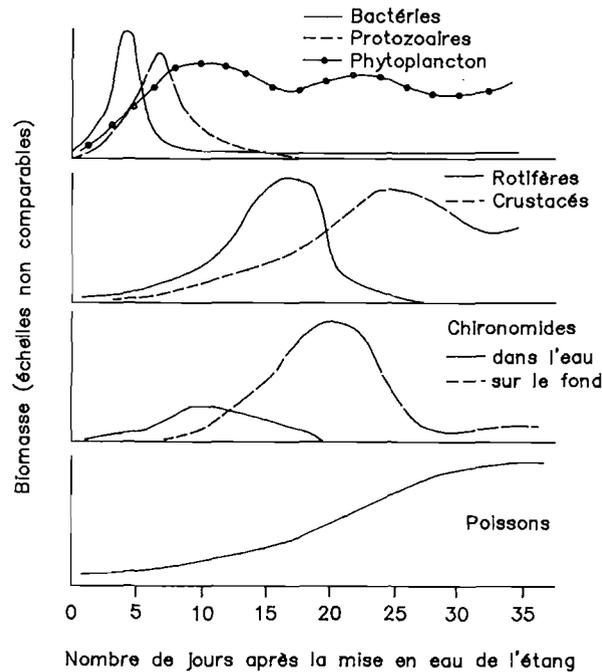


Figure 10.8 - Les différentes phases de succession d'organismes lors de l'installation d'une biocénose d'étang (d'après Grygierek et Wasilewska 1979).

Les larves de poissons sont introduites lorsqu'apparaissent les rotifères qui constituent en général leur première nourriture : les rotifères ont une taille (entre 50 et 100 μm) qui permet leur capture et leur ingestion par les larves. Parallèlement, les techniques de reproduction contrôlée des poissons en écloserie permettent de synchroniser la production de larves avec les façons culturales des étangs. En pratique, les géniteurs sont introduits dans l'écloserie pour y subir un traitement d'induction de ponte lorsque les étangs sont mis en eau. La densité des larves de poisson lors de la mise en charge va dépendre de la densité des rotifères, laquelle est estimée, soit par comptage direct, soit après filtration de 100 l d'eau. Dans ce dernier cas, un volume de 3 ml de plancton est considéré comme optimum et autorise des mises en charge de 1 à 2 millions de larves/ha. Au cas où la chaîne alimentaire se trouve déphasée, notamment lorsque l'on se trouve en présence de grosses formes de crustacés planctoniques (qui, non seulement, ne peuvent être consommées, mais peuvent aussi être des prédateurs des larves), on procède à leur élimination par application d'insecticides à faible

rémanence de façon à ne laisser subsister que les rotifères. Les larves vésiculées sont alors introduites. Quelques jours plus tard, les crustacés réapparaîtront à une taille appropriée pour leur consommation par les larves. Après 4 - 6 semaines, la biomasse de poisson devient trop élevée ; les alevins sont alors transférés dans des étangs de plus grande taille (dits quelquefois de deuxième alevinage), à la densité de 10 à 50 000/ha selon le niveau de fertilité et de fertilisation. Lors du remplissage des étangs, l'eau est filtrée au travers de grilles pour empêcher l'introduction de prédateurs comme les brochets.

4.5 Les systèmes intégrés d'exploitation

La pisciculture en étang est souvent associée à d'autres activités rurales, comme l'agriculture et les loisirs. L'intégration à l'agriculture prend des formes diverses : rizi-pisciculture en Asie, élevage de poissons dans les réservoirs d'eau pour l'irrigation en Chine et en Israël, utilisation de déchets divers comme aliments ou comme fertilisants organiques, etc. Dans ce dernier cas, l'intégration peut être plus ou moins complexe. En Chine, du mûrier produit sur les berges des étangs (production de 30 à 75 t de feuilles/ha/an) sert à nourrir des vers à soie, qui génèrent 18 à 45 t de déchets, dont des pupes ; ceux-là sont recyclés dans les étangs où ils assurent une production supplémentaire de 2 t de poisson/ha/an (Sinha 1986). Le même auteur signale aussi que la canne à sucre, cultivée en bordure d'étang, produit 150 à 225 t de feuilles/ha, qui servent à compléter l'alimentation de poissons herbivores ("amour") : la production atteint alors de l'ordre de 2 t/an. De même, des déchets résultant d'activités horticoles pratiquées sur les berges sont recyclés dans l'étang. Dans ces systèmes courants en Chine, les berges reçoivent en retour des vases reprises du fond des étangs et sont ainsi fertilisées par apport du phosphore piégé dans les sédiments, et de matière organique en cours de décomposition. En Europe, on observe des pratiques similaires lorsque l'étang est inclus dans l'assolement, lequel comporte alors une culture de céréales sur le fond en période d'assec.

L'intégration agro-aquacole permet une modulation des systèmes de production. En Dombes, un agriculteur dispose de trois systèmes de production sur son exploitation: céréalière, laitière et piscicole. Traditionnellement, la complémentarité était recherchée en dirigeant la production de céréales vers l'unité laitière, l'étang en bénéficiant indirectement par l'apport de lisiers d'étable (ce qui permet, autre intérêt, de se défaire de ces effluents au printemps et en été lorsque les terres, occupées par les récoltes, ne peuvent les accueillir). Actuellement la production de lait est contingentée par un système des quotas ; de ce fait, le flux de céréales est plutôt dirigé vers l'étang où il permet d'augmenter la production de poisson pour laquelle un petit marché est en train d'apparaître (Verzier 1987).

C'est en Asie, et plus particulièrement en Chine (Sinha 1986), que l'intégration des systèmes agro-aquacoles a été la plus poussée. Traditionnellement, l'agriculture d'Extrême-Orient favorise la production végétale dont les productivités pondérales sont nettement supérieures à celles des productions animales. Les densités humaines très élevées atteintes dans plusieurs régions s'expliquent par cette différence de stratégie agricole. Mais les productions animales, si elles sont restreintes en volume, atteignent des performances remarquables lorsqu'elles sont associées et concentrées autour des eaux (porcs), sur les eaux (canards) et dans les eaux (poissons), avec recyclage systématique des déchets et des effluents dans l'écosystème aquatique.

Les activités aquacoles peuvent être aussi associées à d'autres activités comme celles de loisir : tourisme, pêche amateur, gastronomie. Les plans d'eau enrichissent les paysages et les rendent attractifs : ils sont à l'origine de parcours de pêche - le long des rivières et des étangs ; d'itinéraires touristiques doublés de gastronomie - route des étangs en Dombes, circuit de la carpe frite en Alsace ; de chasse d'oiseaux migrateurs ; d'activités récréatives diverses regroupées sous le terme de tourisme vert - observation de la nature, photographie, peinture. Ainsi les activités halieutiques et aquacoles jouent un rôle non négligeable dans l'aménagement rural, offrant aux régions déshéritées des opportunités intéressantes.

5. Problèmes et perspectives

5.1. Une contrainte majeure : la rareté des espèces de poissons phytoplanctonophages

La plupart des espèces de poissons d'eau douce sont, soit zooplanctonophages ou/et benthophages, soit ichthyophages : il existe peu d'espèces de poissons s'alimentant directement d'algues et de macrophytes et, cela, bien que la biomasse représentée par les végétaux domine dans les écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, l'efficacité de prédation suppose un certain rapport de taille entre les prédateurs et leurs proies : ainsi, les algues unicellulaires, en majorité de quelques dizaines de μm , sont consommées par le zooplancton, dont la taille de quelques centaines de μm convient aux exigences alimentaires des principales espèces de poisson. Ainsi, chez les vertébrés d'eau douce, la capacité d'être herbivore paraît résulter d'un ensemble de particularités morphologiques et physiologiques portant sur la capture, l'ingestion et la digestion qui n'ont que rarement été acquises lors de l'ontogénèse. Aussi, dans le milieu naturel, la production primaire n'est exploitée par les poissons qu'indirectement, via le

zooplancton ; le phytoplancton non consommé par le zooplancton, et les boulettes fécales de ce dernier et des poissons, constituent une source importante de matière organique dont s'alimentent bactéries et benthos, lequel peut à son tour être consommé par des poissons.

La localisation des poissons en fin de chaîne alimentaire implique la prise en compte de l'intégralité de l'écosystème, dès lors que l'on veut aménager ou augmenter la production piscicole naturelle. Compte tenu de la structure et du fonctionnement de l'écosystème, la stratégie de valorisation consistera souvent à maximiser la consommation de la production phytoplanctonique.

5.2. La biomasse de poisson affecte l'ensemble de l'écosystème

Le fonctionnement des écosystèmes aquatiques continentaux exploités se trouve ainsi largement conditionné par la rareté des espèces de poissons phytoplanctonophages. Consommateur exclusif des algues unicellulaires, le zooplancton constitue un passage obligé dans la chaîne alimentaire. Lorsque les poissons exercent une forte prédation sur la production secondaire, l'abondance du zooplancton décroît, au moins dans ses formes les plus grandes. Le phytoplancton n'est plus alors consommé à un rythme suffisant ; les algues unicellulaires peuvent proliférer à un rythme excessif, ce qui provoque des crises dystrophiques bien connues. A l'inverse, lorsque la biomasse de poissons zooplanctonophages n'est pas suffisante, le zooplancton se développe de façon excessive et consomme activement les algues, au point de fortement réduire la production primaire ; des états d'oligotrophie en résultent, bien que le milieu soit riche en nutriments. Cet impact des communautés de poissons sur l'ensemble de l'écosystème a conduit certains auteurs à considérer que l'excès d'algues (eutrophisation) dans un système pouvait, dans certains cas, être davantage dû à un effet indirect, via une modification de la biomasse piscicole, qu'à un effet direct par apport excessif de nutriments (voir Lazzaro 1987 pour une revue).

Le fait que l'introduction de poissons dans les étangs puisse entraîner un enrichissement du milieu et une eutrophisation reste intrigant : la forte prédation exercée par le poisson sur le zooplancton ne paraît pas, seule, suffisante pour expliquer le phénomène. La présence de poissons a d'autres effets sur la composition et la productivité du réseau trophique. Le poisson remet en suspension de la matière organique, ce qui stimule la production de bactérioplancton dont se nourrissent le zooplancton et le zoobenthos ; il remet aussi en suspension des sédiments qui, avec la matière organique, opacifient le milieu et limitent le développement des macrophytes fixés au fond. Par le fouissage qu'il exerce, le poisson modifie probablement la dynamique des échanges eau-sédiments. Le poisson apporte aussi de la matière

organique sous forme de fèces. Cette dernière question a fait l'objet de débats à l'occasion de projets d'introduction d'une espèce herbivore, comme *Ctenopharyngodon idella*, dans le but de se débarrasser des macrophytes ; ces derniers se retrouveraient en grande partie rejetés dans le milieu par l'intermédiaire des fèces ; cette réintroduction rapide dans le réseau trophique accélérerait le processus d'eutrophisation. Pourtant, de tels phénomènes n'ont été que très rarement observés. Chapman *et al.* (1987) expliquent cette contradiction par le fait que le phosphore rejeté dans les fèces se retrouverait sous une forme insoluble et ne pourrait être repris, au moins immédiatement, dans le réseau trophique.

5.3 Perspectives de biomanipulation

La comparaison des types d'intervention sur les peuplements, sur l'habitat et le milieu physique, comme sur l'écosystème dans son ensemble, a montré que les possibilités variaient en fonction inverse de la taille des systèmes. En même temps, les mêmes possibilités progressent vers des systèmes plus grands, à mesure que les connaissances et les techniques avancent.

La biomanipulation des écosystèmes piscicoles de lacs et de réservoirs va consister autant à réguler la biomasse et la composition spécifique des peuplements de poisson, qu'à maîtriser les apports de nutriments et leur consommation. Il s'agit de ne pas exploiter trop intensément les espèces ichthyophages et/ou de pêcher convenablement les espèces zooplanctonophages, de façon à maintenir une biomasse zooplanctonique suffisante pour assurer une bonne consommation de la production primaire.

Si l'on s'en tient au seul but de limiter la croissance algale, il faudra augmenter les populations de piscivores. Cela aboutit à une oligotrophie qui réduit la productivité du plan d'eau, mais restaure sa qualité. C'est l'objectif courant dans les pays riches. Ce n'est pas la priorité privilégiée dans les pays où l'on se préoccupe d'accroître la production protéique totale des plans d'eau pour la consommation humaine. On favorise alors les peuplements qui valorisent pleinement les nutriments, en particulier l'azote et le phosphore, qu'ils s'y trouvent naturellement ou qu'ils y soient apportés involontairement, voire volontairement. De telles stratégies de peuplement sont d'ailleurs applicables dans les pays riches où l'on commence à percevoir le poisson comme améliorateur biologique.

Une tendance se fait jour actuellement qui consiste à modifier radicalement la chaîne classiquement rencontrée en milieux naturels par l'introduction d'espèces de poisson consommant directement le phytoplancton et épargnant le macrozooplancton.

Les espèces de poissons planctonophages sont rares, on l'a vu, mais l'"argentée" (cf. § 3.2), native de Chine, a été largement utilisée dans ce pays. Son utilité est indéniable dans les étangs de pisciculture. Toutefois celle-ci reste controversée dans les écosystèmes ouverts (grands lacs et grands réservoirs), où son effet bénéfique n'a pas encore été expérimentalement démontré.

D'une façon générale, ces concepts sont récents et n'ont pas encore fait l'objet d'expérimentations systématiques : s'il existe un fort faisceau d'évidences de l'impact des poissons sur les communautés d'invertébrés, rares sont les démonstrations expérimentales rigoureuses. Hurlbert et Mulla (1981) notent que beaucoup d'expériences sur les effets de l'introduction ou de l'élimination de poissons sur le zooplancton sont surtout descriptives : sans répliquats ni témoins, elles se prêtent mal à l'analyse statistique. Au nom du concept d'ichtyo-eutrophisation qu'il a développé (à savoir qu'un enrichissement du milieu en nutriments entraîne un changement dans les communautés de poissons, qui vont en retour modifier l'environnement aquatique), Opuszynski (1979) considère que, dans les grands systèmes, la lutte contre l'eutrophisation ne doit pas reposer sur l'introduction d'espèces nouvelles pour augmenter la production de poisson : la structure originale de l'ichtyofaune doit être conservée : elle, seule, est capable de réguler convenablement le système. Pour Lazzaro (1987), ce concept demande à être vérifié.

5.4. Conclusion

Les divers exemples cités ont montré que les écosystèmes aquatiques bien gérés, avec des communautés de poissons judicieusement équilibrées, peuvent être hautement productifs, avec des rendements supérieurs à ceux des écosystèmes terrestres agricoles dont la gestion est pourtant autrement mieux maîtrisée.

En fait, l'exploitation des écosystèmes aquatiques reste encore essentiellement empirique ; elle est basée sur un savoir-faire, plus que sur un savoir. Cette situation s'apparente à celle de l'agriculture au début du siècle. Ce manque de connaissances de base limite considérablement les possibilités de développement de ces productions aquatiques, car le savoir-faire ne peut s'acquérir que par une longue pratique, au prix d'erreurs successives, dont la signification même n'est pas nécessairement bien saisie. Une telle démarche contrecarre également la transmission des pratiques, puisqu'elle ne peut s'appuyer sur un enseignement théorique, lequel ne peut exister sans savoir.

Les axes de recherche à privilégier au cours des prochaines années devraient porter sur l'analyse fine des réponses du milieu, qu'il soit physique, chimique ou

biologique, aux changements climatiques et anthropiques. Inversement, il convient aussi d'analyser quelle vision l'homme a de ces changements, et quelle réponse il sera tenté d'y apporter en retour. Les recherches devraient porter sur les milieux, sur la biologie des poissons, et sur certains aspects de la dynamique de leurs populations et des interactions milieux-stocks. Le fonctionnement de l'écosystème devra être analysé à la fois dans sa globalité et dans sa dynamique, en associant pour cela l'expérimentation sur le terrain, et l'observation au laboratoire en conditions contrôlées, selon des stratégies de recherche fondées sur des hypothèses testables. Les travaux devront porter aussi sur la physiologie des animaux eux-mêmes : par exemple, le comportement alimentaire et la digestibilité des algues, dans le cas du zooplancton et des poissons phytoplantonophages. Ces recherches conditionnent l'appréciation quantitative de l'impact des communautés de poissons sur le système. Il est ensuite essentiel de traduire les résultats en règles et en principes applicables à la gestion. Les paramètres de l'environnement les plus pertinents pour caractériser les systèmes doivent être identifiés et leur interaction modélisée, de façon à pouvoir les intégrer dans des outils de prédiction et de gestion. Des méthodes d'évaluation et des équipements d'enregistrement devront être élaborés, en particulier pour les paramètres biologiques, et transférés, avec les règles d'utilisation, aux professionnels et aux techniciens des agences chargées de la gestion des plans d'eau. Ainsi, les gestionnaires pourront prendre davantage en compte les différentes composantes du réseau trophique et leurs interactions. On mettrait ainsi moins l'accent sur les données physico-chimiques, simplement parce qu'ils sont plus faciles à obtenir : la fertilité et la productivité d'un plan d'eau ne dépendent qu'en partie des quantités d'azote et de phosphore qui s'y trouvent.

Ainsi, il devient urgent de mieux connaître les mécanismes qui régulent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques exploités. Les pays riches ont intérêt à investir dans des recherches amont, afin de mieux gérer et valoriser leur propre patrimoine. Pour certains, l'aquaculture extensive en eaux douces est susceptible d'offrir des alternatives significatives à une agriculture confrontée à la stagnation des débouchés de ses productions traditionnelles, et de contribuer en partie à réduire le problème de la déprise agricole. Ces connaissances pourraient parallèlement aider les pays en développement dans les efforts qu'ils déploient pour atteindre l'auto-suffisance alimentaire. Le précepte chinois bien connu s'applique particulièrement à ce contexte :

"Plutôt que d'offrir des produits, donner les moyens de les produire".

REFERENCES

- Ackefors, H., 1986 - 'The impact on the environment by cage-farming in open water'. *J. Aqua-Trop.*, 1: 25-33.
- Benech, V. et J. Quensière, 1987 - 'Dynamique des peuplements ichtyologiques de la région du lac Tchad (1966-1978). Influence de la sécheresse sahélienne'. Thèse Doctorat d'Etat, Univ. sci. Tech. Lille.
- Billard, R., 1985 - 'Gestion piscicole intégrée des plans d'eau en Chine'. In Gerdeaux, D. et R. Billard (ed.) - 'Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles'. INRA, Paris : 237-246
- , - et J. Marcel, 1987 - 'Quelques aspects actuels de la pisciculture d'étang en Hongrie'. *Aqua Revue*, 14: 28-32.
- Champigneulle, A., 1985 - 'Analyse bibliographique des problèmes de repeuplement en omble chevalier, truite *fario* et coréogones dans les grands plans d'eau'. In Gerdeaux, D. et R. Billard (ed.) - 'Gestion piscicole des lacs et des retenues artificielles'. INRA, Paris : 187-217.
- Chapman, D.C., W.A. Hubert, and U.T. Jackson, 1987 - 'Phosphorus retention by Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) fed Sago pondweed (*Potamogeton pectinatus*)'. *Aquaculture*, 65: 221-225
- Cuinat, R., 1971 - 'Ecologie et repeuplement des cours d'eau à truites'. *Bull. fr. Piscic.*, 240-243: 87 p.
- Donaldson, J.R., 1967 - 'The phosphorus budget of Iliamna lake, Alaska, as related to the cyclic abundance of sockeye salmon'. Ph. D., Univ. Washington: 141 p.
- Gowen, R.J., N.B. Bradbury, and J.R. Brown, 1985 - 'The ecological impact of salmon farming in Scottish coastal waters : a preliminary appraisal'. *Int. Coun. Explor. Sea*, C.M.F :35.
- Grygierek, E. and B. Wasilewska, 1979 - 'Regulation of fish pond biocenoses'. *Eur. Maricult. Soc. Spec. Publ.*, 4: 317-333.
- Harache, Y., 1988 - 'Pacific salmon in Atlantic waters'. *Cons. int. Explor. Mer*, CM 1988/Mini, 6: 34 p.
- Harris, C.C. and E.P. Bergersen, 1985 - 'Survey on Demand for Sport Fisheries : Problems and Potentialities for its Use in Fisheries Management Planning'. *North Am. J. Fish. Manage.*, 5: 400-410.
- Hurlbert, S.M. and M.S. Mulla, 1981 - 'Impacts of Mosquito fish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities'. *Hydrobiol.*, 83: 125-151.
- Hyatt, K.D. and J.G. Stockner, 1985 - 'Responses of sockeye salmon to fertilization of British Columbia coastal lakes'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 320-331.
- Lazzaro, X., 1987 - 'A review of planktivorous fishes : their evolution, feeding behaviours, selectivities and impacts'. *Hydrobiol.*, 146: 97-167.
- Li Sifa, 1986 - 'Reservoir fish culture in China'. In Billard, R. et J. Marcel. (ed.) - 'Aquaculture of Cyprinids'. INRA, Paris : 347-355.

- Luscan, S.V., 1973 - 'Expérimentations en vue d'augmenter la production piscicole par la polyculture (carpe, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Ctenopharyngodon idela* et *Aristichthys nobilis*)' (en roumain). In *Publ. Statuinea di Cercetari Pentru Piscicultura* : 83-88.
- Mamcarz, A. and M. Nowak, 1987 - 'New version of an illuminated cage for coregonid rearing'. *Aquaculture*, 65: 183-188.
- Martin, J.F., 1987 - 'La fertilisation des étangs'. *Aqua Revue*, 11: 34-39.
- Michael, R.G., 1987 - 'Managed aquatic ecosystems'. Elsevier.
- Olah, J., 1986 - 'Carp production in manured pond'. In Billard, R. et J. Marcel.(ed.) - 'Aquaculture of Cyprinids'. INRA, Paris : 295-303.
- Opuszinski, K., 1979 - 'Silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) in carp ponds. III - Influence on ecosystem'. *Ekol. pol.*, 27: 117-133.
- Payne, I., 1987 - 'A lake perched on piscine peril'. *New Sci.*, 27, 8: 50-54.
- Rothschild, B.J., J.H. Gates, and A.H. Carlson, 1977 - 'Management of Marine Recreational fishing'. In H. Clepper (ed.) - 'Marine Recreational Fisheries'. Washington, DC ; *Sport Fish. Assoc.* : 220 p.
- Sinha, V.R.P., 1979 - 'New trends in fish farm management'. In Pillay, R. and R. Dill (ed.) - 'Advances in aquaculture'. FAO and *Fishing News Books*, West Byfleet : 123-126.
- Suzuki, R., 1986 - 'Intensive carp rearing in Japan'. In Billard, R. et J. Marcel (ed.) - 'Aquaculture of cyprinids'. INRA, Paris : 327-333.
- Tapiador, D.D., H.F. Henderson, M.N. Delmondo and H. Tsutsui, 1977 - 'Freshwater fisheries and aquaculture in China'. *F.A.O. Tech. Pap.* 168: 84p.
- Thibault, M. et R. Billard, 1987 - 'La restauration des rivières à saumons'. INRA, Paris : 446 p.
- Verzier, J., 1987 - 'Intégration agro-aquacole ; le cas de la pisciculture en étang, un exemple en Dombes'. In Billard, R. et G. Benoit (ed.) - 'L'aquaculture en agriculture'. ADA Publ.

11 - PATHOLOGIE DES MOLLUSQUES BIVALVES ET PROTECTION DES CHEPTELS COQUILLIERS

Henri Grizel

"On ne peut passer sous silence, bien qu'on n'en connaisse pas les causes, la mortalité de 1920-22. Seules les huîtres plates furent atteintes sur les côtes occidentales d'Europe. De très grandes quantités périrent, sur les bancs et dans les parcs".

Ranson, G. 1951 - Les huîtres - biologie et culture.

"Nous n'avons pas à nous préoccuper d'évènements banaux qui arriveront certainement mais, même s'il est peu probable qu'une catastrophe se produise, sa probabilité doit retenir notre attention".

S. Makarov - Revue internationale du travail, 6 : 124.

1. Introduction

Les élevages conchylicoles présentent des particularités dont certaines sont déterminantes dans le déclenchement et la propagation des maladies infectieuses comme non infectieuses.

Pathologiste à l'IFREMER, Henri Grizel s'est consacré à l'étude des maladies des mollusques bivalves, notamment à celles qui ont décimé le cheptel français d'huître plate. Il s'est intéressé à la conception de stratégies prophylactiques adaptées aux particularités des élevages de mollusques en milieu marin. Il dirige le Laboratoire de pathologie et de génétique des invertébrés marins, créé à son instigation à la Tremblade (France) en 1986. Henri Grizel a soutenu auprès de l'Université de Montpellier une thèse de Doctorat ès sciences sur l'"Etude des récentes épizooties de l'huître plate, *Ostrea edulis*, et de leur impact sur l'ostréiculture bretonne".

A l'exception de quelques espèces, telle la palourde des Philippines (*Ruditapes philippinarum*) dont l'élevage dépend de la production artificielle de juvéniles, les différents systèmes d'élevage conchylicole reposent encore essentiellement dans les principaux pays producteurs (Corée, Espagne, France, Hollande, Japon, Etats-Unis, ...), sur le captage de juvéniles sauvages (naissain) à l'aide de collecteurs appropriés posés dans le milieu naturel. En Europe, cette possibilité avait été comprise, dès la fin du XIX^{ème} siècle, par Coste, qui avait préconisé la création et la protection de gisements de reproducteurs, afin d'assurer une collecte suffisante et régulière de naissain d'huître. La sédentarité des adultes a ainsi permis de créer des bancs d'huîtres autour desquels ont prospéré des centres de production ostréicole. Cette même sédentarité a grandement facilité le développement de la conchyliculture, en permettant un élevage privé sur des concessions délimitées, attribuées par l'administration aux conchyliculteurs sur le domaine public maritime (DPM).

Une autre caractéristique des bivalves est leur alimentation naturelle par filtration. Pour toutes les phases d'élevage se déroulant en milieu ouvert, les bivalves se nourrissent de matière vivante (phytoplancton et bactéries) et inerte, sous forme figurée ou dissoute. Ainsi qualifie-t-on parfois la conchyliculture "d'aquaculture de transformation", par opposition aux "aquacultures de production" qui reposent sur un apport direct de nourriture de la part des éleveurs. Si la présence de géniteurs est nécessaire au captage des juvéniles, l'élevage ou l'affinage des produits peuvent se dérouler sur d'autres sites qui, par leurs caractéristiques écologiques, permettent d'obtenir une meilleure croissance et/ou une bonne qualité de chair. Cette observation ancienne avait été mise en pratique par le romain Sergius Orata (*in* Pline), qui avait observé que des huîtres transférées dans le lac Lucrin (Italie) acquéraient une saveur particulière. Ces caractéristiques biologiques des bivalves ont permis l'extension des élevages le long du littoral, en zone intertidale ou sublittorale, dans les rivières et les étangs. Ainsi la simplicité technique de l'aquaculture extensive a contribué à faire de la conchyliculture un mode majeur d'exploitation des ressources vivantes de la mer (tabl. 11.1).

Cependant les avantages que présentent pour l'élevage la sédentarité et l'alimentation par filtration des mollusques s'accompagnent d'inconvénients qui peuvent devenir sérieux lorsque la production s'intensifie. La production de nourriture naturelle est limitée dans le temps et l'espace ; elle n'est pas non plus répartie uniformément dans l'eau circulant sur les concessions. Les élevages dépendent donc directement de la

Tableau 11.1 - Production nationale de certains pays producteurs de mollusques en 1983 (d'après Troadec 1985).

Production (tonnes de poids vivant)	Canada	France	Allemagne	Italie	Japon	GB	USA	Total
Huîtres pêchées	-	-	-	5 000	-	-	121 600	121 600
cultivées	3 400	110 000	600	400	250 000	600	125 000	490 000
Moules pêchées	-	10 000	16 000	-	-	5 200	14 500	45 700
cultivées	900	42 000	16 000	100 000	-	800	1 500	161 200
Coquilles St Jacques pêchées	-	12 200	-	-	100 000	7 800	185 000	305 000
cultivées	-	300	-	200	300	-	4 300	5100
Valeur (millions \$ US)	2.8	127	2.8	53	632	1	273	1 091.6
Emploi temps plein et partiel	2 300	40 000	600	5 500	167 000	700	4 000	220 100
Potentiel (estimations)								
huîtres	175 000	50 000	15 000	30 000	30 000	15 000	-	315 000
moules	12 000	100 000	15 000	40 000	30 000	15 000	10 000	222 000

productivité des écosystèmes naturels (chapitre 7). Par ailleurs, les activités humaines qui se sont intensifiées et diversifiées au cours des dernières décennies, tant directement sur le littoral que dans les bassins versants, soumettent les élevages, localisés dans la frange littorale, à des pollutions d'origine diverse (chapitre 12). Celles-ci peuvent altérer le recrutement et la croissance, causer des mortalités anormales (maladies non infectieuses), et nuire à la qualité sanitaire ou gustative des produits. Ainsi, sous l'effet combiné de l'intensification de la production, des transferts de cheptels entre bassins d'élevage et de facteurs exogènes induits par des activités antagonistes, sont apparues des maladies, infectieuses et non infectieuses qui, dans les différents pays producteurs, ont sérieusement perturbé, à un moment ou un autre de leur histoire, les élevages de mollusques.

Ce chapitre porte uniquement sur les maladies infectieuses qui constituent aujourd'hui l'aléa majeur de la conchyliculture, tant par leur virulence que du fait de l'insuffisance des moyens de lutte disponibles. L'analyse épidémiologique repose pour l'essentiel sur l'exemple de la conchyliculture française. Mais les conclusions que l'on

peut en tirer sont de portée générale. Sont ensuite abordés les moyens de lutte thérapeutique et prophylactique. Cet examen met en relief les particularités des épizooties chez les mollusques bivalves et les contraintes qu'imposent à la lutte contre les maladies l'élevage en milieu ouvert et fluide, les pratiques culturelles et les habitudes de consommation des produits à l'état vivant. Cet examen permet de proposer des stratégies de gestion sanitaire des cheptels adaptées aux particularités des élevages. Le chapitre se termine par une discussion sur la contribution que la recherche est susceptible d'apporter au progrès du secteur, pour une lutte plus efficace contre les épizooties.

2. Histoire des maladies

2.1. Impact économique des maladies

Malgré la multiplication des maladies à partir des années 50 dans les principaux pays producteurs, les évaluations de leur coût restent peu nombreuses. Cette situation tient à la difficulté d'obtenir des statistiques de production fiables de la part des conchyliculteurs et des pêcheurs, et au fait que peu d'économistes se sont encore intéressés aux termes de l'optimisation du secteur.

Malgré leurs insuffisances, les données disponibles révèlent la gravité des impacts des épizooties sur l'économie conchylicole. Ainsi, au Canada, lors de la maladie de Malpègue, la production de la région de Queens est passée, entre 1934 et 1940, de 9 000 barils à seulement quelques-uns. Consécutivement à l'épizootie à *Minchinia nelsoni*, la production huître de Virginie est tombée de 3,5 millions de boisseaux en 1954, à 895 boisseaux en 1975 (Haven *et al* 1978). Suite à deux viroses successives, apparues à la fin des années 60, l'élevage d'huître portugaise (*Crassostrea angulata*) a disparu des côtes françaises, pour être remplacé par celui de l'huître japonaise (*Crassostrea gigas*). La production annuelle, qui atteignait environ 60 000 tonnes avant 1967, a été réduite à néant après 1972 (fig. 7.1, chapitre 7) ; les pertes estimées pour la période de fortes mortalités ont été de l'ordre de 60 millions de F.F.

L'impact des deux protozooses qui affectent, en Bretagne (France), les élevages d'huître plate (*Ostrea edulis*) (Meuriot et Grizel 1984) a été évalué. A partir de plusieurs hypothèses relatives à la production antérieure à l'apparition des épizooties, ces auteurs évaluent la réduction du chiffre d'affaire des entreprises ostréicoles bretonnes à 1,6 milliard de F.F (1983) pour la période de 1974 à 1982, soit une

diminution annuelle de 175 millions de F.F (1983). Au niveau de la région, la perte directe de richesse, calculée sur la base de la valeur ajoutée, a été pour la même période de 1,3 milliard de F.F (1983). Les emplois directs, à temps plein et saisonnier, créés par l'ostréiculture ont également diminué dans les quatre départements bretons. Cet impact économique, auquel il conviendrait d'ajouter les effets induits sur les activités amont et aval, a entraîné des modifications dans les pratiques et les techniques culturales et des changements structurels au niveau des entreprises : déplacement des élevages vers des zones plus profondes, remplacement de l'huître plate par l'huître creuse sur les parcs de la zone intertidale, diminution du nombre d'entreprises accompagnée d'un accroissement de certaines d'entre elles, et implantation d'ostréiculteurs allochtones (Grizel 1983).

Ces exemples montrent la grande vulnérabilité de la conchyliculture aux épizooties. Le risque encouru par les entreprises est encore accru par la pratique fréquente du mono-élevage : si, en France, une maladie épizootique venait, à l'image de celle qui a décimé le cheptel d'huître portugaise à la fin des années 60, frapper celui d'huître japonaise qui l'a remplacé, les pertes pourraient atteindre 140 000 tonnes, soit un chiffre d'affaires annuel, au niveau de la production, de 1,3 milliard de F.F. (sur la base d'un prix moyen de 9 F.F./kg). Plusieurs milliers d'entreprises et 20 000 emplois seraient menacés de disparition (Bonnet et Troadec 1985).

2.2. Les principales épizooties : leurs causes

La pathologie infectieuse des mollusques marins est relativement récente. Les premières observations de maladies attribuables à un agent pathogène datent de 1950, lors de la mise en évidence du rôle de *Perkinsus marinus* dans les graves mortalités d'huîtres survenues aux Etats-Unis (Mackin 1951). Cependant la tradition orale et des documents plus anciens révèlent que des épizooties importantes se sont produites antérieurement dans plusieurs pays. Parmi les plus célèbres, on peut citer, au Canada la maladie de Malpègue (Needler and Logie 1947), en Europe l'épizootie de 1920 à 1927 (Orton 1924a et b) et, au Japon, à partir de 1945, les mortalités de la baie d'Hiroshima. Dans ces trois exemples, aucun agent infectieux n'a été diagnostiqué, bien que Takeuchi *et al.* (1960) aient suspecté l'action d'un bacille (*Achromobacter*) chez l'huître japonaise, et que Rosenfield (1969) ait envisagé une étiologie virale pour expliquer la maladie de Malpègue.

Depuis, différentes maladies épizootiques ont été rapportées et étudiées dans divers pays. A ce jour, les plus sévères sont dues à des protozoaires du groupe des *Ascetospora*, qui comprend les haplosporidioses, les marteilioses et les bonamioses. Il faut y ajouter les perkinsioses, dont la classification parmi les protozoaires est

controversée, et mentionner les viroses, notamment les iridoviroses, qui ont affecté l'huître portugaise (Comps 1983).

Les facteurs qui déterminent l'expression d'un agent pathogène restent mal connus ; les connaissances scientifiques disponibles ne permettent d'ailleurs pas encore de décrire de façon satisfaisante l'apparition d'une nouvelle maladie. Si des hypothèses peuvent être avancées, de nombreuses questions restent à élucider.

A cet égard, l'exemple des maladies à *Iridovirus*, qui ont affecté en France les élevages d'huître portugaise, est instructif. La chronologie des faits connus révèle l'établissement progressif d'une situation épizootique caractérisée, de 1967 à 1972, par une première affection virale provoquant des lésions branchiales, suivie, au cours des années 1971 et 1972, d'une deuxième affection foudroyante, qui a décimé le cheptel des côtes atlantiques. Pendant cette période, trois événements se sont produits, sans que leur séquence exacte soit connue de manière précise, et que l'on puisse établir avec certitude leur rôle respectif. Il y a eu importation d'huîtres portugaises en provenance directe du Portugal où cette maladie est signalée depuis 1967, introduction frauduleuse par un ou plusieurs producteurs français d'huîtres japonaises en provenance du Japon - la date de ces introductions, bien que difficile à déterminer du fait du caractère furtif des importations, se situerait en 1966- et affaiblissement progressif du cheptel par surcharge des bassins (chapitre 7). Cet ensemble de faits permet de formuler trois hypothèses sur l'origine de la maladie :

- le foyer de ces viroses était au Portugal et les introductions sont la cause du déclenchement de la maladie ;
- les agents pathogènes étaient des virus exotiques introduits avec l'huître japonaise, hôte porteur sain ;
- ces virus étaient déjà présents à l'état latent dans les stocks indigènes d'huître portugaise ou dans le milieu, mais la maladie ne s'est exprimée qu'après l'affaiblissement du cheptel consécutivement aux surcharges des bassins ;

hypothèses auxquelles il faut ajouter celle d'un effet synergique des causes précédentes.

Des observations plus récentes (Bougrier *et al.* 1986), réalisées au cours d'essais d'hybridation entre huîtres japonaise et portugaise, permettent de rejeter certaines de ces hypothèses, mais soulèvent d'autres questions. Des géniteurs d'huître portugaise importés directement du Portugal ont été utilisés pour les croisements indiqués ci-dessus, et les juvéniles issus des quatre combinaisons possibles ont été mis en élevage dans la baie de Morlaix et dans la rivière de la Trinité-sur-Mer (France). Lors de l'épizootie de l'huître portugaise, ces deux sites n'étaient pas des centres d'élevage de

cette espèce. Par contre, les parcs de la baie de Morlaix ont étéensemencés, à partir de 1975, pour partie en huître japonaise, alors que ceux de la rivière de la Trinité-sur-Mer ne l'étaient que très peu. Or, les lots d'huître portugaise sur lesquels ont porté les expériences d'hybridation ont présenté en baie de Morlaix des taux élevés d'infection par *Iridovirus* et ont subi des mortalités importantes. Par contre, les lots mis en élevage à la Trinité-sur-Mer à la même époque ne subirent pas de mortalités anormales, bien que la présence d'*Iridovirus* ait été diagnostiquée. Dans ces deux rivières, les performances de croissance de l'huître portugaise ont été tout à fait comparables à celles observées avant l'apparition des viroses.

La confrontation de ces observations conduit :

- à examiner l'hypothèse de la transmission verticale de la maladie, les géniteurs étant porteurs du virus qui serait transmis via les ovules ;
- à rejeter l'hypothèse de l'affaiblissement du stock, les surcharges ayant pu favoriser la propagation de la maladie sans en être le facteur causal ;
- à renforcer l'hypothèse du rôle de l'huître japonaise comme hôte porteur sain, la maladie s'étant exprimée rapidement et de manière intense (60% de mortalité avant retrait des huîtres) dans la rivière où un cheptel important d'huître japonaise était présent.

Ainsi les importations d'huître japonaise, si elles ont fourni une solution pratique à l'épizootie de l'huître portugaise, auraient pu en être aussi la cause majeure.

Dans certains cas, la création d'un foyer infectieux pourrait être aussi provoquée par l'introduction d'une espèce particulièrement sensible. C'est ce que montre l'introduction en France de l'huître de Nouvelle-Zélande (*Ostrea angasi*) (Bougrier *et al.* 1986). Ce test d'acclimatation, effectué à partir d'une première génération produite en écloserie, s'est traduit, après quelques mois d'élevage, par des mortalités élevées et la présence d'*Haplosporidium armoricanum* à de fortes prévalences. Ce parasite, qui n'est que très occasionnellement diagnostiqué chez l'huître plate, a trouvé chez *O. angasi* un hôte particulièrement vulnérable.

Par contre, les facteurs de propagation d'une maladie à partir d'une source infectieuse, soit à l'intérieur d'un pays, soit entre des pays différents, sont mieux connus. Ils ont été analysés pour les deux maladies de l'huître plate causées par les protozoaires *Marteilia refringens* et *Bonamia ostreae* (Grizel 1985). L'exploitation par les mêmes entreprises de concessions situées dans des bassins différents, le rassemblement des coquillages pour l'expédition, l'espoir non fondé d'obtenir une régression de la maladie par transfert de cheptels d'un site à un autre, le mythe de la qualité supérieure de

souches étrangères, les opérations commerciales, ..., sont autant de causes structurelles et conjoncturelles qui, par le biais de transferts, contribuent à la propagation des maladies. Cette responsabilité des transferts dans la propagation des maladies est confirmée par la chronologie d'apparition de la bonamiose dans les différents pays et la démonstration, faite par Elston *et al.* (1988), que les cellules initialement observées par Katkansky *et al.* (1973) sur le cheptel américain d'huître plate étaient assimilables à *B. ostreae*. Ces observations sont encore confortées par la comparaison sérologique des différentes souches américaines et européennes de *Bonamia*, qui a conclu à leur identité (Mialhe *et al.* 1988).

Ainsi, la protection des cheptels coquilliers de chaque bassin dépend de la mise en oeuvre d'un schéma de prévention sanitaire adapté, basé sur l'application effective de réglementations visant à contrôler les introductions de coquillages en provenance de l'étranger, mais aussi les transferts entre les bassins conchylicoles d'un même pays.

Ce besoin est renforcé par les risques additionnels liés aux introductions d'espèces étrangères, qui peuvent modifier les communautés indigènes. Ainsi, au cours d'une étude réalisée en baie de Bourgneuf (France), Gruet *et al.* (1976) ont identifié plusieurs espèces nouvelles (*Hydroides ezoensis*, *Apitasia pulchella*, *Anomia chinensis*, *Balanus amphitrite*), vraisemblablement introduites avec les collecteurs lors des importations massives d'huître japonaise. Si le développement de ces espèces n'a pas eu, dans ce site, de répercussions notoires sur les élevages conchylicoles, il n'en est pas de même dans l'étang de Thau (France), où les importations de l'huître japonaise se sont accompagnées de l'implantation de plusieurs algues (*Laminaria japonica*, *Undaria pinnatifida* et *Sargassum muticum*) (Perez *et al.* 1984). Cette dernière entraîne maintenant une gêne pour les élevages et, parfois aussi, pour la navigation.

3. Les maladies infectieuses

La présence d'agents pathogènes dans l'environnement ne suffit pas pour qu'une maladie se déclenche chez un hôte. Une pathologie est l'aboutissement d'une rupture d'équilibre entre le potentiel de résistance des sujets et le pouvoir pathogène de différents facteurs d'agression, dont certains peuvent seuls être déterminants (Ravaud 1984). Cette définition recouvre l'essentiel des travaux qu'il convient de conduire pour comprendre l'épidémiologie des maladies et combattre ces dernières. Elle rend compte, en effet, du rôle des agents pathogènes, de celui de l'environnement, des diverses pratiques et zootechniques culturales et, enfin, de la capacité des animaux à réagir à une agression, notamment de leurs mécanismes de défense. L'épidémiologie cherche à déterminer les relations entre les différents facteurs intervenant dans le déclenchement

et la propagation d'une épizootie. La complexité et l'importance des travaux de pathologie des mollusques dépendront de la nature et de la virulence du bio-agresseur étudié, ainsi que de la disponibilité de matériels biologiques et de techniques de laboratoire adaptées à l'expérimentation sur les hôtes à étudier.

3.1. Les principaux bio-agresseurs chez les mollusques

Les agents responsables des principales maladies infectieuses décrites à ce jour appartiennent à différents groupes de microorganismes et de parasites protozoaires et métazoaires. Parmi les différents types de virus rapportés dans la littérature, seule la présence d'*Iridovirus* dans les élevages d'huître portugaise (Comps 1983) et, en éclosion, chez les larves d'huître japonaise (Leibovitz *et al.* 1978, Elston and Wilkinson 1985), a été citée comme responsable de mortalités importantes.

A de rares exceptions près, les bactérioses qui sévissent surtout dans les élevages larvaires n'ont pas été un facteur limitant pour les élevages en milieu ouvert. Toutefois, le recours accru aux éclosiers pour la reproduction des coquillages (palourdes, clams, huîtres, coquilles Saint-Jacques) nécessitera rapidement une meilleure maîtrise de ces infections. Elles restent mal connues et ne sont actuellement jugulées que par l'emploi empirique, et souvent abusif, d'antibiotiques.

Le nombre de rickettsioses rapportées dans la littérature a rapidement augmenté ces dernières années, depuis la première description de Harsbarger *et al.* (1977) chez *Mya arenaria*. Le tableau 11.2, établi à partir des données de Kinne (1983), illustre l'importance croissante de ce groupe, dont le rôle dans les mortalités observées chez des populations sauvages de telline, de *Donax* (Comps 1980) et de coquille Saint-Jacques (Le Gall *et al.* 1988, Elston 1986) n'est pas encore clairement établi.

Les protozoaires, en particulier le phylum des *Apicomplexa*, regroupent les agents pathogènes responsables du plus grand nombre d'épizooties. Le caractère endémique de ces protozooses a favorisé leur étude, notamment celle des haplosporidioses, de la martelliose et de la bonamiose.

Tableau 11.2 - Tableau récapitulatif des cas de rickettsioses chez les mollusques marins.

Espèce	Organe	Rickettsies	Chlamydie	Source
<i>Mytilus edulis</i>		+	+	- Yevich et Barszcz (1980)
<i>Mytilus californianus</i>		+	+	- Yevich et Barszcz (1980)
<i>Crassostrea virginica</i>	glande digestive	+		- Harshbarger <i>et al.</i> (1977)
		+		- Otto <i>et al.</i> (1979)
		+		- Meyers (1981)
<i>Crassostrea gigas</i>	glande digestive	+		- Comps <i>et al.</i> (1977)
				- Comps (1980, 1983)
<i>Crassostrea angulata</i>	glande digestive	+	+	- Comps et Deltreil (1979)
			+	- Comps (1980, 1983)
<i>Ostrea edulis</i>	glande digestive	+		- Comps <i>et al.</i> (1979 a)
		+		- Comps (1980, 1983)
<i>Pecten maximus</i>	branchie	+		- Le Gall <i>et al.</i> (sous presse)
<i>Placopecten magellanicus</i>	branchie	+		- Marti (1982)
		+		- Gulka <i>et al.</i> (1983)
<i>Argopecten irradians</i>	glande digestive		+	- Morrison et Shun (1982)
	rein	+		- Morrison et Shun (1983)
<i>Patinopecten yessoensis</i>	branchie	+		- Elston (1986, a)
<i>Macoma baltica</i>				- Harshbarger <i>et al.</i> (1977)
<i>Tagellus sp.</i>				- Harshbarger <i>et al.</i> (1977)
<i>Tellina tenuis</i>	glande digestive	+		- Buchanan (1973, 1978, 1979)
<i>Donax trunculus</i>	glande digestive	+		- Comps et Raimbault (1978)
			+	- Comps (1980, 1983)
<i>Ruditapes philippinarum</i>	glande digestive		+	- Comps (1983)
<i>Ruditapes decussatus</i>	glande digestive		+	- Joly et Comps (1980)
		+		- Miahle <i>et al.</i> (1986)
<i>Siliqua patula</i>	branchie	+		- Elston et Peacock (1984)
		+		- Elston (1986b)
		+		- Elston <i>et al.</i> (1986)
<i>Tapes japonica</i>	branchie	+		- Elston (1986a)
<i>Scrobicularia mercenaria</i>	glande digestive		+	- Comps <i>et al.</i> (1979b)
			+	- Comps (1980, 1983)
<i>Mercenaria mercenaria</i>	glande digestive	+	+	- Otto <i>et al.</i> (1975)
			+	- Harshbarger <i>et al.</i> (1977)
			+	- Otto <i>et al.</i> (1979)
			+	- Meyers (1979)
		+	+	- Meyers (1981)
			+	- Page et Cutlid (1982)
<i>Mya arenaria</i>	glande digestive	+		- Harshbarger <i>et al.</i> (1977)
		+		- Otto <i>et al.</i> (1979)

Les métazoaires parasites, cause de nuisances dans les élevages conchylicoles, sont surtout des copépodes et des trématodes. Le cycle de développement de ces derniers comprend un ou plusieurs hôtes, en plus du mollusque d'élevage.

3.2. Le diagnostic des maladies

Contrairement à la majorité des autres animaux d'élevage, invertébrés et vertébrés, les maladies ne se manifestent pas chez les bivalves par des signes cliniques remarquables. Un déclin ou un arrêt de croissance peut être la seule manifestation notable : mais ce signe n'est pas spécifique de l'agression. Celle-ci peut être d'origine biologique ou physico-chimique, ou une réponse à un phénomène naturel, tel qu'une variation de la température ou un déficit alimentaire. L'observation macroscopique de l'intérieur des valves et du corps de l'animal permet d'observer des anomalies, également rarement spécifiques d'une infection. De plus, ces signes ne se retrouvent pas systématiquement chez tous les individus infectés. Ils n'ont qu'une signification relative. C'est pourquoi, s'il permet de déceler un mauvais état des cheptels, le suivi des taux de croissance et de mortalité sur les concessions ou des stocks sur les gisements naturels est insuffisant pour déterminer la cause des mortalités. Pour cela, de meilleures techniques de diagnostic sont nécessaires.

Dans le cas des mollusques, les techniques disponibles sont limitées, les plus courantes reposant sur l'histologie et la cytologie qui permettent de déceler la présence de microorganismes, de protozoaires et de métazoaires. Les bactéries peuvent être isolées et identifiées par les techniques classiques de bactériologie, mais il n'existe pas d'outil spécifique adapté à l'identification des souches bactériennes marines et à la détermination de la (ou des) souche(s) réellement pathogène(s) parmi les nombreuses populations identifiées. Les techniques de culture sur milieux appropriés sont utilisables pour le diagnostic de mycoses, ou de parasites du genre *Perkinsus*. Par ailleurs, les techniques d'ultracentrifugation permettent d'effectuer des recherches aveugles de virus, mais ces procédés sont lourds et onéreux, et leurs résultats aléatoires, notamment pour de faibles taux d'infection. Pour autant, ces procédés ne doivent pas être négligés du fait de l'absence de lignées cellulaires établies chez les mollusques marins, outil fréquemment employé en virologie. Enfin, il faut mentionner la mise au point récente d'un test ELISA¹, suite à l'obtention d'anticorps monoclonaux spécifiques de *B. ostreae* (Boulo *et al.* 1988). L'étude clinique a révélé une meilleure sensibilité de cette méthode, surtout dans les cas de faibles infections, abaissant ainsi le seuil de détection pour un coût d'analyse comparable à la technique de frottis (Boulo 1989).

¹ ELISA (pour Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay) : méthode de diagnostic utilisant des anticorps polyclonaux ou monoclonaux marqués avec un enzyme.

L'absence, chez les mollusques, de signes cliniques spécifiques et les difficultés inhérentes aux techniques de mise en évidence d'un parasite lorsque les infections sont natives, impliquent que, si l'on veut obtenir la signification voulue, les contrôles zoosanitaires portent sur des échantillons importants. Ceux-ci seront d'autant plus grands que le seuil désiré de détection de la prévalence d'une maladie sera bas (fig. 11.1). La réduction du travail d'échantillonnage nécessaire aux contrôles zoosanitaires dépend, au delà du recours à des plans d'échantillonnage appropriés, de l'amélioration qualitative et quantitative des techniques de diagnostic.

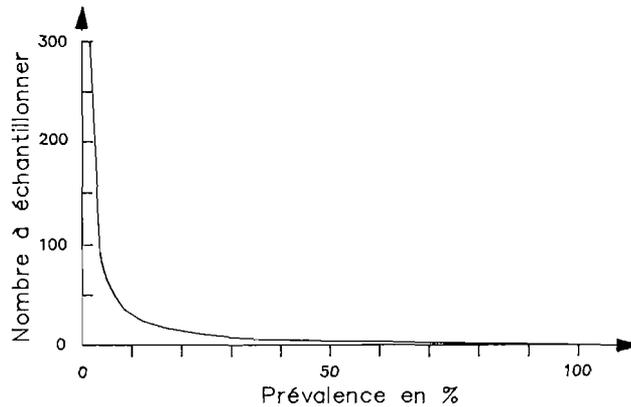


Figure 11.1 - Intensité d'échantillonnage (en nombre d'individus à échantillonner pour une probabilité de 95% de prélever un individu parasité) en fonction de la prévalence (en %) (d'après J.Mazurié 1987).

3.3. Aspects épidémiologiques

L'épidémiologie, qu'elle soit descriptive ou analytique, constitue la meilleure méthode d'acquisition des informations nécessaires au diagnostic des agents causaux, comme de formulation de propositions sur les mesures susceptibles de circonscrire et de faire régresser l'épidémie. Quatre ensembles de facteurs interviennent dans le développement d'une maladie : indépendamment des capacités réactionnelles propres de l'hôte, il dépend des *techniques culturales*, ou de modifications d'origine naturelle ou anthropogénique du *milieu*, qui pourront favoriser la pénétration et l'action pathogène d'*agents infectieux*. La connaissance des relations entre ces facteurs est indispensable pour déterminer les mesures de lutte, sachant que leur nature et leur choix sont réduits par les contraintes de l'élevage en milieu ouvert, ainsi que par la biologie et la

morphologie des animaux élevés. C'est pourquoi, indépendamment des difficultés de diagnostic déjà évoquées, le dépistage d'une maladie doit s'appuyer sur un plan d'analyse épidémiologique, destiné à répondre aux questions suivantes : quelle est la répartition géographique de la maladie ? quelle est la période d'infection ? quelle est sa cinétique de propagation ?

Ces questions, qui n'ont rien d'original en pathologie, nécessitent cependant la mise en oeuvre de procédés et de techniques adaptés aux mollusques, notamment pour l'épidémiologie analytique. Les observations spatio-temporelles donnent des clichés successifs de l'évolution de la maladie. La dynamique de cette dernière permet d'émettre, par analogie, des hypothèses sur la nature de l'agent causal. Ces hypothèses peuvent ensuite être vérifiées par des observations complémentaires et des expériences de laboratoire. Ce travail permet simultanément d'informer la profession et l'administration sur la localisation de la maladie, son évolution, sa morbidité et ses taux de mortalité. Les données, sur lesquelles il existe une littérature abondante (Andrews *et al.* 1962, Balouet *et al.* 1979, Comps 1970, Farley 1975, Grizel and Tigé 1982), conduisent à définir des mesures prophylactiques zoosanitaires appropriées. En pratique, lorsqu'il s'agit d'un agent pathogène non recensé, les difficultés se situent, d'un côté, au niveau des connaissances nécessaires à la compréhension du rôle de l'agent pathogène et, de l'autre, au niveau de la capacité de l'administration et de la profession à prendre et à appliquer les mesures préconisées.

Après cette première étape, qui peut être décisive si l'agent infectieux est très virulent, des recherches plus poussées et plus longues peuvent être entreprises pour mettre au point des prophylaxies zootechniques. La connaissance du cycle de développement, en particulier la période d'infection, et la reproduction expérimentale de la maladie ont fait l'objet de travaux qui ont abouti à l'élaboration de modèles expérimentaux spécifiques des mollusques. Ces expériences sont réalisées par l'introduction de coquillages provenant de zones réputées non contaminées dans des secteurs où sévit la maladie. Des infections expérimentales *in situ* ont été ainsi obtenues par Andrews *et al.* (1962) pour *Minchinia costalis*, parasite de l'huître de Virginie (*Crassostrea virginica*). Couch et Rosenfield (1968) ont pu, par des introductions répétées de lots sains, déterminer la période d'apparition des premiers stades de *M. nelsoni* et de *M. costalis*, et préciser le cycle de leur développement. Pour remédier aux inconvénients d'intervalles importants entre les introductions successives, Grizel et Tigé (1979) ont adopté un protocole plus complexe qui leur a permis de démontrer qu'en Bretagne, la période d'infection de l'huître plate par *M. refringens* se limitait à l'été, le seuil inférieur de température se situant autour de 17°C. Des observations effectuées par Comps (1979) en Méditerranée ont confirmé ce résultat. L'utilisation par Tigé et Grizel (1984) du même modèle expérimental a montré que *B. ostreae* était infectieux toute l'année, les symptômes de la maladie étant décelables 3 à 4 mois après l'introduction des huîtres dans une rivière contaminée. Cette durée, plus ou moins longue, de la période d'infection permet, comme dans le cas de la marteiliose,

d'envisager de modifier les cycles de culture, en utilisant de manière différente les concessions en zones contaminées.

La reproduction expérimentale de la maladie en laboratoire est également utile, car elle permet de confirmer le rôle pathogène d'un agent et de déterminer certaines conditions de propagation de l'épizootie. Jusqu'à 1985, les méthodes couramment employées consistaient à mettre des animaux sains en contact avec des animaux malades, soit dans un même bac, soit par l'intermédiaire des effluents de ces derniers, ou à introduire dans les bacs contenant des animaux sains des tissus contaminés ou, encore, à injecter dans les premiers des broyats de tissus contaminés. Ces différentes techniques ont permis de reproduire les maladies à *P. marinus* et à *B. ostreae*, mais leurs rendements restent faibles, surtout pour le deuxième parasite : par la technique d'inoculation, qui s'est avérée être la plus performante, les auteurs (Poder *et al.* 1982) rapportent des pourcentages de réussite compris entre 10 et 35 %.

La mise au point de techniques de purification des agents pathogènes à partir de broyats de coquillages (Mialhe *et al.* 1985, 1988) a permis des progrès significatifs. Outre l'obtention d'anticorps polyclonaux et monoclonaux spécifiques de *B. ostreae*, une approche analytique de la reproduction de la maladie a pu être entreprise. Ainsi, Bigot-Vuillemin (1987) a défini un premier modèle d'étude *in vivo* ; elle a obtenu, pour des doses infectieuses de 200 000 *B. ostreae* par huître, 100% d'infections, quatre mois après l'inoculation. Ce travail a également mis en évidence une relation entre la dose de parasites inoculés et la vitesse de développement de la maladie. L'application de ce protocole à d'autres espèces a montré l'absence de permissivité de coquillages, comme l'huître japonaise ou la palourde des Philippines, élevés à côté d'huîtres plates, démontrant ainsi que ces espèces n'étaient pas des porteurs sains de *B. ostreae*. Ces observations ont été confirmées par des expériences *in vitro* qui ont révélé, chez l'huître japonaise, une phagocytose de *B. ostreae* par les différents types de cellules hématocytaires dans lesquelles le parasite serait lysé (Mourton 1987).

Ces résultats ont donné lieu à des expériences *in situ* d'élevage mixte d'huître plate et d'huître japonaise à différentes densités, dont l'objet était de vérifier l'hypothèse du rôle de compétiteur de l'huître japonaise vis-à-vis de l'huître plate pour *B. ostreae*. Cet exemple, dont on ne connaît pas encore les résultats, montre la complémentarité directe des recherches cognitives et des travaux d'application. Les connaissances sur les mécanismes de défense des mollusques et d'échappement des agents pathogènes sont de nature à ouvrir le champ des investigations, dont les résultats pourraient déboucher sur des applications thérapeutiques et sur l'obtention, par la génétique, de souches résistantes.

Parallèlement aux travaux précédents, l'analyse épidémiologique permet de déterminer les effets des différentes pratiques culturales sur la propagation d'une

épizootie. Elle demande une bonne connaissance des pratiques techniques et zootechniques d'élevage. Comme pour les enquêtes d'épidémiologie descriptive, la reconstitution de l'histoire du cheptel dans un site donné présente un grand intérêt. C'est pourquoi la tenue par les conchyliculteurs de fiches d'élevage par parcs, ou mieux par semis, présenterait le très grand avantage de fournir immédiatement l'information nécessaire aux analyses épidémiologiques. En revanche, leur absence obligera l'expérimentateur à entreprendre des expériences sur un cheptel d'origine connue, selon divers scénarii susceptibles de révéler les facteurs à l'origine de la pathologie à diagnostiquer et à juguler.

De manière plus générale, seront recherchées les relations entre :

- les manifestations de l'épizootie : prévalence, degré d'infection, mortalités ;
- les caractéristiques des cheptels et des organismes cultivés : origine, âge, état physiologique, sexe, ... ;
- les pratiques culturales : élevage à plat (en zone intertidale ou en eau profonde), sur table ou en suspension, densités, cycles d'élevage, ... ;
- les caractéristiques de l'environnement et leurs composantes hydrodynamiques (courants, taux de renouvellement des eaux, ... et, éventuellement, pollutions).

Ces analyses doivent permettre de déterminer si un agent infectieux ou non infectieux (pollutions) est en cause et de le diagnostiquer. Ces analyses épidémiologiques débouchent sur la définition de mesures thérapeutiques ou de stratégies prophylactiques zootechniques, utilisables pour une maladie donnée dans un site déterminé.

4. Les prophylaxies zoonosaires

Les possibilités de lutte et de prévention des maladies augmentent avec les fonctions biologiques des organismes et les conditions de milieu que les différents modes d'élevage permettent de contrôler. De ce point de vue, les élevages extensifs, parce qu'ils sont circonscrits au contrôle plus ou moins poussé de la reproduction (limité dans le cas de captage naturel, ouvrant l'élevage à la sélection génétique dans le cas de production de naissain en écloserie), et aux manipulations des cheptels selon les pratiques culturales, limitent en conchyliculture les possibilités de lutte contre les maladies. Celles-là sont, cependant, loin d'être négligeables. Mais, de façon générale,

dans les élevages extensifs, les stratégies préventives offrent plus de possibilités que les méthodes curatives.

Chez les vertébrés d'élevage, la prévention des épizooties s'effectue par l'application de normes zootechniques, la mise en oeuvre de plans de contrôle sanitaire s'appuyant sur une réglementation, et des campagnes de vaccination. Chez les invertébrés, en particulier chez les mollusques, les mesures prophylactiques se limitent aux deux premières formes d'action, l'absence de production d'anticorps spécifiques chez ces organismes ne permettant pas d'envisager la production de vaccins.

Pour être efficace, une politique de contrôle sanitaire doit combiner plusieurs composantes : gestion des cheptels par les éleveurs, contrôle zoosanitaire, réglementation. Ces éléments forment un tout, l'absence de l'un pouvant rendre caduc tout le système. Malheureusement, jusqu'à présent, les politiques de protection et de lutte zoosanitaires sont encore peu développées en conchyliculture. Leurs carences sont évidentes, même dans les pays où cette activité représente une composante essentielle du secteur des pêches et des cultures marines.

4.1. Les insuffisances de la réglementation

4.1.1. Au niveau international

Il n'existe pas à ce jour de réglementations internationales s'appliquant aux différentes formes du négoce international des mollusques vivants. Pourtant, le besoin de mesures prophylactiques adaptées à la biologie, aux techniques d'élevage ainsi qu'aux modes de consommation de ces animaux est illustré par les conséquences économiques graves d'importations commerciales mal contrôlées. Ce besoin est renforcé par le développement des écloséries et des nourriceries, qui facilite le transport entre pays de larves et de juvéniles et, au sein de la Communauté Economique Européenne, par l'ouverture des frontières et l'adoption d'une politique de libre échange des produits.

Le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) et la Commission Européenne Consultative pour les Pêches dans les Eaux Intérieures (CEPCI) ont bien publié un code et un guide pratique, applicables aux introductions d'espèces non indigènes et aux transferts de cheptels au sein d'un même pays (ICES 1983). Mais ces dispositions ne répondent qu'en partie aux besoins et n'ont pas un caractère légalement contraignant.

Concernant les essais d'acclimatation d'espèces non indigènes, le CIEM et la CEPCI recommandent que ceux-ci soient uniquement réalisés à partir d'oeufs ou de larves provenant de géniteurs, eux-mêmes élevés dans un secteur sans maladie déclarée, ou encore d'un stock de géniteurs destinés à produire, après passage en station de quarantaine, une première génération (F₁). Seule, cette génération pourra être transférée en milieu ouvert pour les tests d'acclimatation, d'étiologie et de sensibilité à des bio-agresseurs. Du projet d'introduire un stock de géniteurs jusqu'à la décision finale sur la suite à donner aux expériences, des enquêtes épidémiologiques doivent être effectuées aux différents stades de l'élevage. Ces essais doivent être complétés par des études de physiologie au laboratoire.

L'Office International des Epizooties (OIE) prépare un code donnant une liste des maladies réputées contagieuses.

4.1.2. Au niveau national

Les dispositions réglementaires varient beaucoup d'un pays à l'autre. Certains ne disposent pas de législation particulière pour les mollusques d'élevage ou de pêche, qu'ils soient d'origine locale ou qu'ils proviennent d'importations. D'autres ont bien des réglementations, mais celles qui portent explicitement sur la protection des cheptels et le contrôle du risque pour les élevages lié aux importations et aux transferts d'organismes vivants destinés à être réimmergés, sont l'exception. Parce qu'elle prête à des confusions entre produits destinés à la consommation immédiate et animaux d'élevage destinés à être reparqués pour l'élevage ou l'affinage, l'habitude de consommer vivants les coquillages est à l'origine d'un risque particulier de contamination des cheptels aquacoles. Même lorsque les textes se veulent très restrictifs en matière de protection zoosanitaire des cheptels nationaux, l'octroi courant de dérogations pour l'importation de coquillages vivants destinés à la consommation immédiate donne lieu à des reparcages ou des stabulations illicites dans le milieu naturel. Une réglementation et son application qui se veulent efficaces doivent distinguer les deux usages finals. Certaines réglementations ne considèrent que les importations, et non les transferts au sein d'un même pays, d'un bassin à un autre.

Une priorité immédiate porte sur l'établissement de listes de maladies réputées contagieuses. Rares sont, en effet, les législations nationales qui s'appuient sur un inventaire explicite des agents pathogènes. Cette carence laisse les administrations compétentes sans critères clairs de décision. Une réglementation bâtie sur le concept de la maladie conduirait à définir les seuils admissibles de prévalence et, donc, l'effort d'échantillonnage, la fréquence des contrôles, les secteurs géographiques formant une

entité d'élevage à surveiller, les conditions des mouvements de coquillages, les mesures à prendre en cas de diagnostic de maladies, les certificats sanitaires et l'agrément des laboratoires de contrôle.

La puissance publique pourrait, dans le cadre de plans d'aménagement des principaux bassins conchylicoles, inclure dans le cahier des charges des éleveurs l'obligation de tenir des fiches d'élevage par parc et d'adhérer à un plan de prophylaxie, en échange du droit d'usage des concessions qui leur sont accordées sur le domaine public maritime.

4.2. Les carences institutionnelles

Dans la plupart des pays, le diagnostic des épizooties est du ressort d'un ou de plusieurs organismes. Toutefois, les prérogatives des différents départements ministériels (Mer, Agriculture, Santé publique, Répression des fraudes, ...), comme celles des administrations nationales et régionales, ne distinguent pas toujours clairement les tâches de diagnostic, de celles de suivi et de contrôle, ni leur application aux niveaux du milieu, des cheptels, des établissements d'expédition, et des produits de consommation. Il en résulte des procédures souvent compliquées, ce qui ne contribue pas à l'efficacité du contrôle, chaque administration ne disposant que d'une partie de l'histoire antérieure des lots importés.

4.3. Les mesures techniques d'accompagnement

4.3.1. Les destructions de cheptel

Après le constat d'une maladie dans un bassin d'élevage, des mesures curatives et de désinfection peuvent être préconisées pour tenter de réduire les foyers infectieux et de contenir la propagation des agents pathogènes. Dans le cas de la bonamiose, des décisions de destruction totale de cheptels ont été prises en Hollande et en France (Grizel 1985, Van Banning 1987). Cette méthode n'a pas produit de résultats spectaculaires. Elle ne peut cependant pas être négligée, malgré les difficultés opérationnelles qu'elle soulève, notamment en zone sublittorale où il n'est pas possible de draguer la totalité du cheptel. En effet, selon la durée de survie de l'agent pathogène hors de son hôte et, dans les cas où l'agent pathogène passe par plusieurs hôtes et par des phases nageuses intermédiaires, la diminution de la pression parasitaire et de la densité des hôtes réduit la probabilité de rencontre. Mais, chaque maladie constitue un

cas particulier. La possibilité de définir des mesures de lutte efficaces dépend des connaissances disponibles sur la durée de vie de l'agent pathogène, son cycle de développement et la période d'infection.

4.3.2. Désinfection du matériel

La désinfection du matériel (dragues, bateaux, chaînes de tri) peut être envisagée, comme cela a été réalisé en Hollande lorsque des ostréiculteurs ont voulu transférer des équipements d'une zone parasitée par *Bonamia* vers un secteur indemne. De telles mesures, qui sont encore peu courantes en conchyliculture, devraient être systématiquement considérées lors de l'élaboration de plans de gestion zoosanitaire des bassins.

4.3.3. Mesures de compensation

Le recours à des mesures curatives d'éradication est, en conchyliculture, très souvent contrecarré par l'absence de système de compensation des destructions de cheptels, à l'inverse de ce qui est couramment pratiqué pour l'abattage des animaux d'élevage terrestre en cas de maladies déclarables. L'adoption de telles mesures mérite d'être envisagée, car le coût global des dédommagements au niveau d'un bassin serait vraisemblablement inférieur aux pertes que subissent les conchyliculteurs en situation épizootique, et aux différentes aides que l'Etat est amené à leur apporter.

Ces mécanismes compensatoires pourraient être de deux sortes. Le premier pourrait résulter d'une action commune de l'Etat, de compagnies d'assurances et de la profession, pour la création d'une caisse d'assurances mutuelles. Les risques couverts par celle-ci concerneraient les mortalités engendrées par des bio-agresseurs pathogènes. Le deuxième mécanisme, complémentaire, pourrait porter sur une aide financière à des taux d'intérêts préférentiels, destinée à faciliter la relance des entreprises ayant subi des pertes importantes de cheptel. Leur mise en oeuvre se ferait dans le cadre de plans de gestion des principaux bassins conchylicoles.

4.4. Participation de la profession à la gestion zoosanitaire des cheptels coquilliers

L'intérêt d'une gestion zoosanitaire des cheptels est encore insuffisamment apprécié des professionnels. Tous n'ont pas encore conscience des risques qu'ils encourrent et qu'ils font courir lorsqu'ils importent ou transfèrent des mollusques vivants destinés à être réimmergés. De nombreuses entreprises pratiquent simultanément l'élevage et la commercialisation. Or, les intérêts de ces deux fonctions vis-à-vis des importations de mollusques divergent. Cela ne facilite pas l'adoption et l'application de mesures de protection sanitaire des cheptels. Une participation plus active et directe des conchyliculteurs à la gestion zoosanitaire des cheptels, comme à leur aménagement (chapitre 7), bassin par bassin, devrait stimuler leur intérêt pour la maîtrise de facteurs dont dépendent les performances économiques de leurs entreprises et la réduction des risques liés aux maladies. Cette maîtrise leur échappe actuellement en grande partie. Cela suppose la mise en place ou le renforcement des compétences de commissions d'aménagement des bassins associant directement éleveurs et autorité publique à la définition et à l'application de schémas d'aménagement spécifiques de chaque bassin (chapitre 15).

De tels schémas existent déjà en pisciculture d'eau douce, où la gestion de l'eau est réalisée par les groupes d'éleveurs opérant sur une même rivière. Ceux-ci établissent des contrats avec l'organisme officiel de contrôle et s'imposent une auto-régulation. La mise en place de telles structures, dans un cadre juridique formalisé, contribuerait à promouvoir l'adhésion et la participation de la profession à la gestion des bassins. Dans chaque bassin ainsi défini, les contrôles zoosanitaires pourraient être effectués par des organismes publics ou, sous la supervision de l'Etat, par la commission d'aménagement auprès de laboratoires officiellement agréés.

5. Traitement des maladies

L'idée d'appliquer des thérapies en conchyliculture peut surprendre : la conduite des élevages dans un milieu dispersif et les surcoûts de manutention, nécessairement élevés si les coquillages doivent être spécialement ramenés à terre en dehors des opérations courantes constituent des contraintes évidentes. Des possibilités existent néanmoins. Elles concernent surtout les phases jeunes, notamment mais pas uniquement, lorsque l'élevage s'effectue en milieu clos et contrôlé.

5.1. Les traitements en écloserie

Les traitements en écloserie sont actuellement appliqués aux larves, sujettes à des viroses ou des bactérioses. Contre ces dernières maladies sont utilisés, de manière souvent empirique tant en ce qui concerne leur choix que les doses, des antibiotiques : chloramphénicol, furazolidone, gentamycine, ... Leur emploi répétitif, sans changement de gamme et systématique à des doses bactériostatiques, accroît le risque d'apparition de souches résistantes. Ainsi certains chercheurs s'interrogent sur les conséquences de l'utilisation non réglementée d'antibiotiques à des doses élevées. En outre, la variété d'antibiotiques actuellement disponibles pour une utilisation dans l'eau de mer est limitée.

C'est pourquoi les mesures zootechniques et prophylactiques restent la meilleure arme. Elles demandent à être améliorées. Seul, le progrès dans la connaissance du rôle des populations bactériennes peut permettre celui des moyens de contrôle préventif des bactérioses.

Les mesures portent sur la gestion des filtres, le contrôle bactériologique permanent des points-clés de l'écloserie et les stratégies de vide sanitaire périodique systématique. Le corollaire de ces mesures est la réalisation de progrès dans la conception des filtres biologiques et dans leur utilisation, sachant qu'ils reposent sur l'équilibre de flores bactériennes dont les rôles, comme celui de la nitrification, sont importants. Ces populations bactériennes peuvent être affectées par l'emploi de bactéricides ou de produits anti-parasitaires (Melard, com. pers.).

5.2. Le traitement des cheptels

Le traitement des cheptels en mer ouverte peut être envisagé dans certaines conditions, notamment en cas d'infection limitée dans le cycle de culture et lorsqu'il peut être appliqué de façon simple, à l'occasion des manutentions normales des coquillages. A ce jour, aucun traitement thérapeutique applicable de façon courante aux mollusques n'est rapporté dans la littérature. Cependant, des travaux récents ont permis de sélectionner une molécule active contre *Mytilicola intestinalis*, parasite du tube digestif de la moule (*Mytilus edulis*), et de définir une posologie (Blateau, com. pers.). Des essais cliniques conduits sur des cheptels faisant l'objet d'un élevage commercial ont permis de vérifier son efficacité pour des traitements appliqués à des quantités significatives de moules, et la faisabilité technique de ce traitement. Pour évaluer son intérêt économique, il reste à comparer les performances de croissance et de qualité des

lots de moules traitées et non traitées, et l'incidence du traitement sur les performances économiques des élevages. Ces études sont en cours.

6. Les mesures zootechniques

Les pratiques culturales (modes - à plat, en surélevé, en suspension - densités, cycles d'élevage, transferts, ...) sont couramment utilisées pour améliorer les performances économiques des élevages et améliorer la qualité des produits. Elles peuvent ainsi être utilisées dans des stratégies d'élevage qui minimisent la probabilité d'apparition des maladies.

La mise en évidence de relations entre la biomasse en culture au niveau d'un bassin et les taux de croissance et de mortalité des organismes et, donc, la production du cheptel (chapitre 7) démontre l'intérêt, pour améliorer les performances économiques des entreprises, d'une régulation des cheptels au niveau de chaque bassin. Cela implique l'adoption de plans d'aménagement des bassins, destinés à maîtriser les variables de choix qui échappent à l'emprise des entreprises. Lorsqu'un bassin est atteint par une épizootie, de tels plans pourraient être complétés par des mesures zoosanitaires. Les conditions et les cycles de développement étant spécifiques des différents agents pathogènes, les résultats des études d'épidémiologie descriptive et analytique peuvent servir à définir des cycles et des méthodes d'élevage susceptibles de minimiser la pathogénécité des maladies.

Une telle stratégie a été appliquée aux élevages d'huître plate en eau profonde à Cancale et dans la baie de Saint-Brieuc (France), qui avaient été décimés par la bonamiose. Une réduction de la densité des semis de naissain, de 5 t/ha à 2 t/ha, a permis de retrouver des taux de survie comparables à ceux obtenus avant la maladie.

Plus significatif encore a été le remplacement de l'huître portugaise par l'huître japonaise. Le constat d'absence de sensibilité de cette dernière espèce à l'*Iridovirus*, qui avait décimé l'huître portugaise, a conduit au remplacement complet d'une espèce par une autre, par l'importation de géniteurs de Colombie britannique et de naissain du Japon. Ces opérations, qui se sont déroulées en quatre ans (1971-1975), ont permis, au prix de modifications importantes du secteur, la survie de l'ostréiculture française. Dans plusieurs bassins, la substitution s'est même étendue à l'huître plate. Toutefois, de telles substitutions ne sont pas sans danger. On a vu qu'il n'était pas exclu que les importations d'huître japonaise aient contribué à la disparition de l'huître portugaise. Ces substitutions doivent donc garder un caractère exceptionnel et être menées selon

des protocoles qui minimisent les risques liés à l'introduction de maladies et d'espèces allochtones. Cela suppose l'acquisition préalable d'un certain nombre de connaissances, qui n'existaient pas lors de la substitution de l'huître portugaise par la japonaise. Enfin, il faut rappeler que de telles possibilités sont très limitées : les espèces susceptibles de permettre de tels remplacements sont très peu nombreuses, voire inexistantes.

7. Conclusion : la contribution potentielle de la recherche en pathologie des mollusques au progrès de la conchyliculture

L'histoire de la conchyliculture révèle que l'aléa majeur de cette activité reste l'apparition d'épizooties. Or, malgré l'impact économique de ces épizooties, les efforts de recherche restent encore insuffisants, comme le soulignent régulièrement différents organismes internationaux, tels l'Association Européenne de Pathologie des Poissons, le CIEM, ou encore le Groupe "Pathologie de l'aquaculture marine" (PAMAQ).

Par ailleurs, les travaux portent toujours davantage sur la description des événements que sur la compréhension des phénomènes et le développement des moyens de lutte. Les efforts devraient porter sur :

- les techniques de laboratoire qui font cruellement défaut pour l'étude des maladies de mollusques ;
- la mise au point d'outils de diagnostic indispensables à l'amélioration des contrôles zoosanitaires ;
- l'immunologie, afin de comprendre les relations hôtes-agents pathogènes et de mettre au point des thérapies ou des applications génétiques ;
- la génétique, qui apparaît comme une discipline prometteuse dans la lutte contre les maladies.

7.1. Amélioration des techniques de laboratoire

La pathologie des mollusques, et des invertébrés marins en général, est handicapée par le manque de matériel biologique nécessaire à la conduite des expérimentations. Certains agents pathogènes, tels les *Iridovirus* qui ont eu un effet

foudroyant sur le cheptel, ont disparu avec leurs hôtes, sans que la recherche ait pu se doter de moyens techniques indispensables à leur reproduction *in vitro*. Ce matériel est nécessaire pour pouvoir les caractériser plus précisément et, surtout, étudier leurs mécanismes d'action sur les cellules. Le manque de maîtrise de l'approvisionnement en parasites a pendant longtemps été un frein à l'étude des maladies des vertébrés. La pathologie des invertébrés marins est aujourd'hui confrontée à la même difficulté. D'importants progrès ont été réalisés avec la mise au point de techniques de purification d'agents pathogènes à partir de broyats de tissus (Mialhe *et al.* 1988), mais ces techniques restent lourdes à mettre en oeuvre. La production d'agents pathogènes et la mise au point de méthodes de cryopréservation apparaissent comme une condition de l'avancement des recherches en pathologie des mollusques.

Il en est de même de l'obtention de lignées cellulaires d'invertébrés marins qui font défaut actuellement pour le diagnostic et l'étude des microorganismes cellulaires (virus, rickettsies), mais aussi pour bâtir des modèles immunologiques, ou encore pour développer des tests biologiques et sélectionner des molécules actives.

7.2. Amélioration des diagnostics

Le progrès dans les performances des contrôles sanitaires et l'abaissement de leur coût dépend de la mise au point d'outils de diagnostic fiables, spécifiques, qualitatifs et quantitatifs, destinés aux laboratoires de contrôle. En outre, une simplification des méthodes permettrait aux conchyliculteurs d'assurer eux-mêmes le suivi de leur cheptel. Un premier pas dans ce sens a été franchi avec la mise au point d'un kit ELISA pour la bonamiose. A l'avenir, d'autres agents pathogènes pourront être détectés par cette technique ou par d'autres méthodes, comme les sondes ADN biotinilées qui commencent à être employées avec succès pour les maladies des vertébrés.

7.3. Immunologie

De nombreux travaux ont été consacrés à l'étude des mécanismes de défense des mollusques (Chagot 1989). Ils portent sur la connaissance des cellules effectrices de l'immunité, l'étude des facteurs intervenant dans l'immunité humorale et, enfin, sur les réactions immunitaires. Cependant, si des modèles relatifs à l'immunité anti-infectieuse existent pour les gastéropodes, aucun modèle n'est disponible pour les bivalves.

Grâce aux progrès déjà mentionnés et à la production de primocultures, des modèles *in vitro* et *in vivo* permettent maintenant l'étude des mécanismes d'intervention de l'hémolymph, totale ou séparée, vis-à-vis d'agents pathogènes spécifiques des mollusques. Ainsi, des différences ont été mises en évidence dans les mécanismes d'entrée de *B. ostreae* dans les hémocytes de l'huître plate et de l'huître japonaise. Une action de ce parasite sur les mécanismes de cytocidie par les hyalinocytes et les granulocytes a été décrite (Chagot 1989).

D'autres modèles relatifs aux *Iridovirus* (Bachère, com. pers.) et aux rickettsies (Le Gall *et al.* 1988) sont également disponibles, même s'ils demandent encore à être améliorés. A terme, la comparaison des mécanismes mis en jeu par différentes espèces hôtes, sensibles et non sensibles, sera de nature à apporter des connaissances utilisables pour les applications.

7.4. Génétique

La génétique apparaît comme un moyen d'action particulièrement approprié dans la lutte contre les maladies. En effet, les caractéristiques des élevages inhérentes à la morphologie et à la biologie des animaux, et les difficultés de traitement curatif sur des cheptels élevés en milieu ouvert rendent difficile l'action directe sur l'agent pathogène. Par contre, le recours à la reproduction artificielle (écloseries) pour la production de naissain permet d'envisager de recourir à la génétique pour la sélection de souches résistantes à une ou des maladies, comme pour l'amélioration des performances zootechniques de souches sélectionnées. Dans ce domaine, des progrès intéressants ont été réalisés chez les poissons, avec la sélection de lignées hybrides polyploïdes de truite arc-en-ciel et de saumons résistantes à la SHV¹ (Dorson et Chevassus 1985). Des résultats préliminaires ont été obtenus chez les mollusques (Haskin and Ford 1979) avec, notamment, la sélection de souches résistantes à *Minchinia nelsoni*. Toutefois, l'absence d'exploitation commerciale de ces résultats, alors que la protozoose sévit toujours, laisse penser que ceux-ci ne sont pas encore suffisamment fiables.

Plusieurs stratégies s'appuyant sur les connaissances acquises dans différentes filières aquacoles peuvent maintenant être envisagées pour la sélection chez les mollusques de souches résistantes. Les principales portent sur l'hybridation de souches polyploïdes, l'exploitation de la résistance génétique individuelle ou de souches géographiques à caractère particulier, ou encore l'application de techniques de transfert

¹ SHV : septicémie hémorragique virale.

de gènes. Concernant ces dernières, le progrès des recherches dépend, en plus des progrès en biotechnologie des mollusques, des résultats qui pourront être obtenus en immunologie, en biochimie et en biologie moléculaire. Les transferts de gènes pourront être envisagés, soit par l'intégration de gènes de cellules hôtes codant des protéines intervenant dans les mécanismes de défense, ou de protéines favorisant les processus de croissance, soit par celle de gènes de l'agent pathogène qui, induisant dans les cellules hôtes la synthèse de protéines particulières du pathogène, bloqueraient la multiplication de cet agent.

Ces quelques exemples révèlent que la conchyliculture, en particulier l'ostréiculture et la mytiliculture, qui, jusque vers 1950, s'était développée de manière essentiellement empirique, peut maintenant faire utilement appel à la recherche pour réduire les risques qui l'affectent et progresser. L'importance économique et sociale atteinte par ce mode de production dans plusieurs pays, et ses perspectives de développement dans la plupart des autres pays, y compris ceux de la ceinture tropicale, justifient un tel investissement.

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier Michel Comps et Eric Mialhe pour les commentaires dont ils l'ont fait bénéficier lors de la préparation de ce chapitre.

REFERENCES

- Andrews, J.D., J.L. Wood and H.D. Hoese, 1962 - 'Oyster mortality studies in Virginia. III. Epizootiology of a disease caused by *Haplosporidium costale* Wood et Andrews'. *J. Invertebr. Pathol.*, 4: 327-343.
- Bachère, E., D. Chagot and H. Grizel, 1988 - 'Separation of *Crassostrea gigas* hemocytes by density-gradient centrifugation and counterflow centrifugal elutriation'. *Developmental and Comparative Immunology*, 12, 3: 549-559.
- Balouet, G., A. Cahour et C. Chastel, 1977 (1979) - 'Epidémiologie de la maladie de la glande digestive de l'huître plate : hypothèse sur le cycle de *Marteilia refringens*'. *Haliotis*, 8: 323-326.
- Bigot-Vuillemin, V., 1987 - 'Mise au point d'un modèle expérimental de reproduction et d'étude de la bonamiose, maladie hémocytaire de l'huître plate *Ostrea edulis*'. Rapp. D.E.A. Univ. Aix Marseille II, 29 p.
- Bonnet, M. et J.-P. Troadec, 1985 - 'The shellfish industry in France'. International Seminar on shellfish culture development and management ; La Rochelle (France), March 1985. IFREMER Actes de colloques : 59-82.
- Bougrier, S., G. Tigé, E. Bachère and H. Grizel, 1986 - '*Ostrea angasi* acclimatization to French Coasts'. *Aquaculture*, 58: 151-154

- , -, G. Raguénès, E. Bachère, G. Tigé et H. Grizel, 1986 - 'Essai de réimplantation de *Crassostrea angulata* en France. Résistance au chambrage et comportement des hybrides *C. angulata* - *C. gigas*'. *Cons. inter. Explor. Mer*, CM. 1986/F, 38: 6 p.
- Boulo, V., 1989 - 'Préparation d'anticorps polyclonaux et monoclonaux spécifiques de *Bonamia ostreae* (Ascetospora) et mise au point d'immunodosages. Applications taxonomiques et épidémiologiques'. Thèse E.P.H.E., Montpellier (France), IIème section.
- , -, E. Mialhe, H. Rogier, F. Paolucci and H. Grizel, 1989 - 'Immunodiagnostic method of *Bonamia ostreae* (Ascetospora) parasite of *Ostreae edulis* and subcellular identification of epitopes by monoclonal antibodies'. *J. Fish. Dis.*, (in press).
- Chagot, D., 1989 - 'Caractérisation morphologique et fonctionnelle des hémocytes d'*Ostreae edulis* et de *Crassostrea gigas*, mollusques bivalves. Etude *in vitro* de leurs interactions avec le protozoaire *Bonamia ostreae* (Ascetospora)'. Thèse E.P.H.E., Montpellier (France), IIème Section.
- Comps, M., 1970 - 'Observations sur les causes d'une mortalité anormale des huîtres plates dans le bassin de Marennes'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 34, 3: 317-326.
- , -, 1979 - 'Etude du cycle de *Marteilia refringens* dans l'étang de Thau'. *Cons. inter. Explor. Mer.*, CM. 1979/F, 19, 5 p.
- , -, 1980 - 'Infections rickettsiennes chez les Mollusques bivalves des côtes françaises'. ICES Special Meeting on Diseases of Commercially Important Marine Fish and Shellfish, Copenhagen, 1-3 Oct. 1980, Cont. N°40.
- , -, 1983 - 'Recherches histologiques et cytologiques sur les infections intracellulaires des mollusques bivalves marins'. Thèse Doctorat d'Etat, Sciences Naturelles, Montpellier (France), 128 p.
- Couch, J.A. and A. Rosenfield, 1968 - 'Epizootiology of *Minchinia costalis* and *Minchinia nelsoni* in oysters introduced into Chincoteague Bay, Virginia'. *Proc. Nat. Shellfish. Ass.*, 58: 51-59.
- Dorson, M. et B. Chevassus, 1985 - 'Etude de la réceptivité d'hybrides triploïdes truite arc-en-ciel X saumon "coho" à la nécrose pancréatique infectieuse et à la septicémie hémorragique virale'. *Bull. Fr. Pêche pisci.*, 296: 29-34.
- Elston, R.A., 1986 - 'Occurrence of branchial rickettsia-like infections in two bivalve molluscs, *Tapes japonica* and *Patinopecten yessoensis*, with comments on their significance'. *J. Fish. diseases*, 9: 69-71
- Elston, R.A. and M. Wilkinson, 1985 - 'Pathology management and diagnosis of oyster velar virus disease (OVVD)'. *Aquaculture*, 48: 189-210.
- Elston, R.A., C.A. Farley and M.C. Kent, 1986 - 'Occurrence and significance of bonomiasis in European flat oysters *Ostrea edulis* in North America'. *Dis. Aquat. Org.*, 2: 49-54.
- Farley, C.A., 1975 - 'Epizootic and enzootic aspects of *Minchinia nelsoni* (Haplosporida) disease in Maryland oysters'. *J. Protozool.*, 22, 3: 418-427.
- Grizel, H., 1983 - 'Impact de *Marteilia refringens* et de *Bonamia ostreae* sur l'ostréiculture bretonne'. *Cons. inter. Explor. Mer*, CM. Gen, 9, 30 p.

- , -, 1985 - 'Etude des récentes épizooties de l'huître plate *Ostrea edulis* Linné et de leur impact sur l'ostréiculture bretonne'. Thèse Doctorat Etat, Sciences Naturelles, Montpellier (France), 145 p.
- , -. et G. Tigé, 1977, 1979 - 'Observations sur le cycle de *Marteilia refringens*'. *Haliotis*, 8: 327-330.
- , -. and G. Tigé, 1982 - 'Evolution of the haemocytic disease caused by *Bonamia ostreae*'. XVth Annual Meeting of Soc. Inv. Pathology, September 6-10, Brighton (U.K.): 254-257.
- Gruet, Y., M. Héral et J.-M. Robert, 1976 - 'Premières observations sur l'introduction de la faune associée au naissain d'huîtres portugaises *C. gigas* Th. importé sur la côte atlantique française'. *Cah. biol. mar.*, 17: 173-184.
- Harshbarger, J.C., S.C. Chang and S.V. Otto, 1977 - 'Chlamydiae (with phages) mycoplasmas and rickettsiae in Chesapeake Bay bivalves'. *Science*, N.Y., 196: 666-668.
- Haskin, H.H. and S.E. Ford, 1979 - 'Development of resistance to *Minchinia nelsoni* (MSX) mortality in laboratory-reared and native oyster stocks in Delaware Bay'. *Mar. Fish. rev.*, 41: 54-63.
- Haven, D.J., W.J. Hags and P.C. Kendall, 1978 - 'The oyster industry of Virginia : its status, problems and promise'. VIMS, Spec. rep., 168.
- Héral, M., 1985 - 'Evaluation of the carrying capacity of molluscan shellfish ecosystems'. International Seminar on shellfish culture development and management on La Rochelle (France), March 1985. IFREMER Actes de colloques : 297-318.
- , -, J.-M. Deslou-Paoli et J. Prou, 1986 - 'Dynamiques des productions et des biomasses des huîtres creuses cultivées (*Crassostrea angulata* et *Crassostrea gigas*) dans le bassin de Marennes-Oléron depuis un siècle'. *Cons. inter. Explor. Mer*, CM 1986/F, 4, 21 p.
- ICES, 1983 - 'Guide lines for implementing the ICES code of practice concerning introductions and transfers of marine species'. *Cons. inter. Explor. Mer*, Cooperative Research Report, 130: 20 p.
- Kinne, O., 1983 - 'Diseases of marine animals'. *Biologische anstalt Helgoland*, 2: 1-1038.
- Le Gall, G., D. Chagot, E. Mialhe and H. Grizel, 1988 - 'Branchial rickettsiale-like infection associated with a mass mortality of the sea scallop *Pecten maximus*'. *Dis. Aquat. Org.*, 4: 229-232.
- Leibovitz, L.R., R. Elston, V.P. Lipovsky and J. Donaldson, 1978 - 'A new disease of larval Pacific oyster (*Crassostrea gigas*)'. Proc. Ninth Ann. Meet. World Mariculture Society : 603-615.
- Levine, N.D., 1978 - '*Perkinsus* gen. n. and other new taxa in the Protozoan phylum Apicomplexa'. *J. Parasitol.*, 64, 3, 549.
- Mackin, J.G., 1951 - 'Histopathology of infection of *Crassostrea virginica* (Gmelin) by *Dermocystidium marinum* Mackin, Owen and Collier'. *Bull. Mar. Sci. Gulf and Carib.*, 1, 1: 72-87.
- Meuriot, E. et H. Grizel, 1984 - 'Note sur l'impact économique des maladies de l'huître plate en Bretagne'. *Rapport technique Inst. Scient. Tech. Pêches Marit.*, 12: 1-20.

- Mialhe, E., E. Bachère, C. Le Bec et H. Grizel, 1985 - 'Isolement et purification de *Marteilia* (Protozoa, Asctospora), parasite de bivalves marins. *Comp. Rend. Acad. Sci.*, Série D, Sciences Naturelles, 301: 137-141.
- , -, E. Bachère, D. Chagot and H. Grizel, 1988 - 'Isolation and purification of the Protozoan *Bonamia ostreae* (Pichot *et al.* 1980), a parasite affecting the flat oyster *Ostrea edulis* L'. *Aquaculture*, 71: 293-299.
- , -, V. Boulo, R. Elston, M. Hine, J. Montes, P. Van Banning and H. Grizel, 1988 - 'Serological analysis of *Bonamia* in *Ostrea edulis* and *Tiostrea lutaria* using polyclonal and monoclonal antibodies'. *Aquat. Living Resour.*, 1: 67-69.
- Mourton, C., 1987 - 'Modèle d'étude in vitro de *Bonamia ostreae* (Asctospora), parasite intrahémocytaire d'*Ostrea edulis*. Etude d'interactions cellulaires hôte-parasite'. Rapp. D.E.A., Univ. Clermont II, 25 p.
- Needler, A.W.H. and R.R. Logie, 1947 - 'Serious mortalities in Prince Edward Island oysters caused by a contagious disease'. *Trans. Roy. Soc. Can.*, ser. 3, sec. 5, 41: 73-89.
- Orton, J.H., 1924a - 'An account of investigations into the cause or causes of the unusual mortality among oyster in English oyster beds during 1920 and 1921. Part I'. *Min. Agr. Fish., Fish. Invest.* London, ser. 2, 6, 3: 1-199.
- , -, 1924b - 'An account of investigations into the cause or causes of the unusual mortality among oyster in English oyster beds during 1920 and 1921. Part II'. *Min. Agr. Fish., Fish. Invest.*, London, ser. 2, 6, 4: 3-14.
- Pérez, R., R. Kaas et O. Barbaroux, 1984 - 'Culture expérimentale de l'algue *Undaria pinnatifida* sur les côtes de France'. *Science et Pêche*, Bull. Inst. Pêches Marit., 33: 3-15.
- Poder, M., A. Cahour and G. Balouet, 1982 - 'Haemocytic parasitosis in European oyster *Ostrea edulis* L. : pathology and contamination. XVth Ann. Meet. Soc. Inv. Pathology, September 6-10, Brighton (U.K.), 254-257.
- Ravaud, M., 1984 - 'Adaptation du service sanitaire aux contraintes de l'élevage industriel'. *Pisciculture française*, 76: 5-8.
- Rosenfield, A., 1969 - 'Oyster diseases in north America and some methods for their control'. Proceedings of the Conference on artificial propagation of commercially valuable shellfish oysters. Oct. 22-23, 1969. College of Marine Studies, Univ. Delaware, 67-78.
- Takeuchi, T., Y. Takemoto and T. Matsubura, 1960 - 'Hematological study of bacteria-infected oysters'. *Rep. Hiroshima Prefect. Fish. Exp. Sta.*, 22: 1-7.
- Tigé, G. et H. Grizel, 1984 - 'Essai de contamination d'*Ostrea edulis* Linné par *Bonamia ostreae* (Pichot *et al.* 1979) en rivière de Crac'h (Morbihan)'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 46, 4: 1-8.
- Troadec, J.-P., 1985 - 'Revue économique de la conchyliculture'. International Seminar on Shellfish Culture development and managment, La Rochelle (France), March 1985. IFREMER Actes de colloques : 17-22.
- Van Banning, P., 1987 - ' Further results of the *Bonamia ostreae* challenge tests in the Dutch oyster culture'. *Aquaculture*, 67: 191-194.

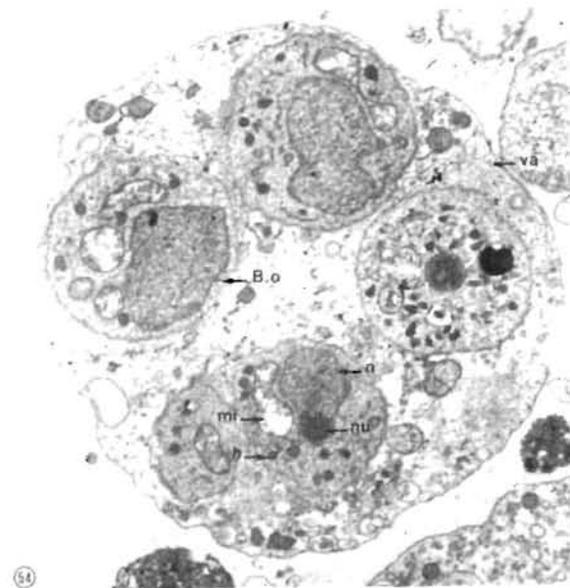


Photo 18. — Micrographie électronique d'un culot d'hémocytes d'huître plate (*Ostrea edulis*), qui fait apparaître quatre parasites *Bonamia ostrea* (B.O.) dans une cellule.
(Cliché H. Grizel - IFREMER).

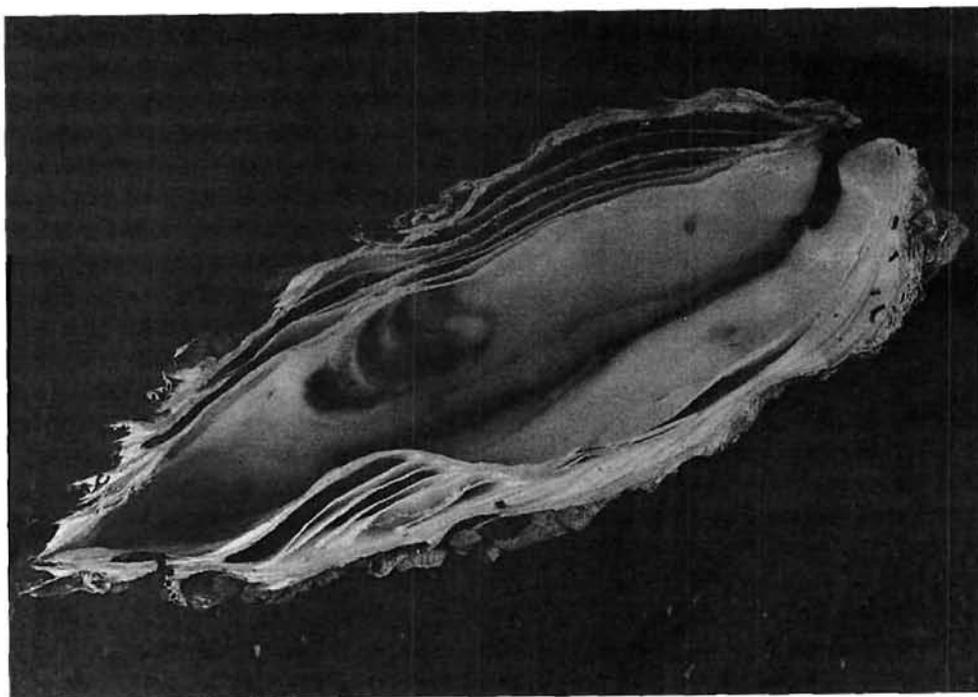


Photo 19. — Effet de la contamination par les sels organostanniques sur l'huître japonaise (*Crassostrea gigas*) : épaissement de la coquille par formation de chambres.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

12 - LA CONSERVATION DE LA QUALITE DES MILIEUX LITTORAUX

Claude Alzieu et Georges Ravoux

"Parmi ces autres usages, il faut maintenant tenir compte, non seulement des activités de pêche traditionnelles, mais aussi du grand potentiel des eaux côtières pour l'aquaculture. La préservation de la "qualité de l'eau" peut être d'une importance capitale pour la mise en valeur de ce potentiel".

FAO, 1972. Marine Pollution and Sea life. Introduction.

Au cours de sa carrière de chercheur à l'IFREMER, Claude Alzieu s'est consacré à l'étude des effets des pollutions sur les cultures marines. Il a ainsi contribué à mettre en évidence l'effet des peintures à base de composés organostanniques sur la croissance et la calcification de l'huître. Il dirige actuellement le Département "Milieu et ressources" de la Direction de l'environnement et des recherches océaniques de l'IFREMER. Il a servi, en tant qu'expert, diverses commissions nationales et internationales (CIEM, Commissions d'Oslo et de Paris) ; dans le cadre de ces deux commissions, il a animé, de 1986 à 1988, le "Groupe conjoint de contrôle et surveillance continue".

Georges Ravoux dirige le Département "Contrôle et suivi des ressources et de leurs utilisations" de la Direction de ressources vivantes de l'IFREMER. Ce département assure les programmes de surveillance de la qualité hygiénique du milieu et des produits de la pêche et des cultures marines. A ce titre, il exerce une fonction d'avis dans ces domaines auprès des Administrations nationales. Georges Ravoux est diplômé de l'Institut national agronomique (France).

1 Introduction

En raison de leur position à l'interface entre les domaines continental et océanique, les écosystèmes littoraux jouent un rôle prépondérant dans la production biologique. Outre les ressources vivantes qu'ils abritent, les milieux littoraux servent au renouvellement d'une majorité de stocks exploités, y compris ceux dont l'aire de distribution adulte débord largement en haute mer. Leur richesse naturelle, en relation avec les apports d'origine terrigène, en font des zones privilégiées pour les modes de culture qui reposent sur la productivité naturelle du milieu (conchyliculture, algoculture), tandis que les formes plus intensives, où la nourriture est apportée, sont encore pratiquement circonscrites dans les plans d'eau protégés.

Ces milieux subissent en même temps, de la part de différentes activités humaines, des pressions localement fortes. Le tiers de l'humanité vit dans les zones littorales. Cette concentration n'est pas seulement démographique. Différentes activités industrielles tendent à s'y établir, tendance fortement marquée en ce qui concerne les activités estivales de loisir. Les zones littorales et humides font l'objet d'aménagements physiques étendus et de dégradations parfois importantes (mangroves). Les activités humaines situées plus à l'intérieur des terres utilisent aussi la mer comme réceptacle final de leurs résidus, drainés par les réseaux fluviaux. Tous ces déchets contribuent à modifier les milieux littoraux, nuisant à l'exploitation des ressources vivantes et aux activités de loisir, au point que les performances économiques et leur viabilité peuvent s'en trouver localement menacées. Les manifestations et l'acuité de ces interactions varient selon les pays et les régions en fonction du niveau de leur développement et des principales activités qu'ils accueillent.

Les effets de l'altération des milieux littoraux sur la pêche et les cultures marines se manifestent schématiquement à quatre niveaux :

- la productivité des stocks peut décliner avec la réduction spatiale des nourriceries dans les zones littorales et humides (chapitres 18 et 19) ;
- la production des cultures marines peut baisser, ou augmenter, avec les modifications induites de la productivité primaire (chapitre 7) ;
- les polluants toxiques peuvent entraîner des mortalités massives, principalement des stades précoces, et réduire plus ou moins fortement le recrutement des stocks naturels ou le captage de naissain ;
- l'accumulation de substances toxiques dans le tissu des algues et la chair des mollusques, des crustacés et des poissons peut rendre leurs produits dangereux ou impropres à la consommation humaine.

Les usages récréatifs de la mer, dont la baignade, sont surtout contrariés par les nuisances liées aux macro-déchets (goudrons, matériaux plastiques, ...) et par l'insalubrité de l'eau et du sable imputable à des microorganismes (bactéries, champignons, ...).

L'antagonisme des différents usages ne s'exprime pas de façon équilibrée. Les impératifs de santé publique, comme les performances de la pêche et des cultures marines, dépendent directement de la qualité des milieux littoraux, alors que les activités polluantes ne sont pas directement affectées par les effets de leurs propres émissions dans l'environnement. La définition des normes de conservation de la qualité du milieu doit donc prendre en compte, prioritairement, les exigences sanitaires et la conservation de la productivité des ressources vivantes.

Ainsi, définit-on la pollution marine comme "l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin (y compris les estuaires) ayant pour conséquence des effets néfastes, tels que nuisances pour les ressources vivantes, risques pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes (y compris la pêche), altérations de la qualité de l'eau de mer et réduction des agréments" (GESAMP 1986). La protection de la qualité des eaux littorales visera à prendre les mesures nécessaires pour assurer la compatibilité des différentes activités maritimes et terrestres. Elle met en oeuvre des stratégies de conservation des milieux ou de reconquête de leur qualité, basées sur la définition d'objectifs et de critères de qualité, établis à partir des connaissances nécessaires aux diagnostics sur la nature et les flux des différents altérageurs et leurs effets sur les écosystèmes et, donc, leurs usages.

A une exception près, ce chapitre aborde ces différents aspects. Les effets des aménagements physiques sur les stocks naturels et cultivés en sont exclus. Non pas que ceux-ci soient négligeables, bien au contraire ; mais l'analyse de ces impacts fait essentiellement appel à l'écologie et à la dynamique des populations. D'autres chapitres (4, 7, 18 et 19) abordent ces aspects et fournissent de bons exemples des problèmes posés.

La rédaction de ce chapitre s'appuie largement sur l'expérience française qui nous est plus familière. Dans la mesure où la pollution dépend de la nature et du niveau de développement des activités humaines, en amont comme en aval, la présentation qui suit est marquée par les traits de ce contexte. Comme dans tous les pays industrialisés, les problèmes de conservation de l'environnement peuvent y être aigus, mais les moyens d'action y sont aussi supérieurs. La situation française se caractérise, en outre, en aval, par le développement de la conchyliculture et les habitudes alimentaires de consommer crus les coquillages. Les exigences que ces particularités imposent accentuent

l'importance de la conservation de la qualité des milieux littoraux et la nécessité d'une bonne articulation entre les recherches sur les ressources et celles sur la qualité de leur environnement.

2. Les flux de contamination

2.1. Principales sources de pollution et de nuisance

Les apports dans les milieux littoraux peuvent schématiquement s'analyser comme résultant, d'une part, de phénomènes naturels marqués par des cycles saisonniers et interannuels et, d'autre part, d'activités humaines qui s'y superposent et induisent perturbations et nuisances. Du fait du caractère composite des apports de contaminants, la distinction entre les flux naturels et anthropiques est souvent difficile. Pourtant, cette distinction est déterminante pour la protection du milieu, puisque la faculté de réduire et de contrôler les nuisances dépend de la capacité à identifier et à quantifier les émissions. Parmi les apports d'origine humaine, on distinguera les apports chroniques, que leur origine soit ponctuelle ou diffuse, et les apports accidentels, de caractère exceptionnel et aléatoire. Toutefois, la répétition trop fréquente de certains types d'accidents ramène à des situations de pollution chronique.

A la différence des apports "naturels", les apports "anthropiques" varient profondément en fonction des types d'activité considérés. Parmi ceux-là, on distingue généralement trois grands groupes : industriels, urbains et agricoles.

2.1.1. Les apports industriels

Les principaux polluants industriels sont constitués par les métaux, les hydrocarbures, les produits organiques et diverses substances de synthèse. Leurs caractéristiques diffèrent selon les secteurs industriels qui leur donnent naissance. Ainsi, dans le domaine agro-alimentaire, les apports sont avant tout constitués de matières organiques biodégradables mais dans l'industrie chimique, la composition des rejets variera avec la nature des productions en cause. Mais le vaste spectre des pollutions potentielles peut être, localement, plus réduit par la spécialisation industrielle et agricole des régions.

2.1.2. Les apports urbains

Contrairement aux résidus industriels, les rejets urbains se caractérisent par un large spectre de composition : matières organiques, sels nutritifs, microorganismes, polluants chimiques. A titre indicatif, le tableau 12.1 donne les ordres de grandeur des principales charges polluantes imputables chaque année à un citadin d'un pays industrialisé (Chaussepied 1986). Toutefois, les flux d'origine sont plus ou moins réduits et modifiés selon la capacité et la qualité des réseaux de collecte (unitaire ou séparatif), leur état d'entretien, ainsi que les techniques d'épuration adoptées.

Tableau 12.1 - Estimation des apports urbains moyens (par habitant et par an) dans un pays développé (Chaussepied 1986).

Nature	Quantité/an
Ordures ménagères	300 kg
Matières en suspension	30 kg
Demande biotique en oxygène	20 kg
Azote total (1/2 amoniacal)	4 kg
Phosphore total (1/2 phosphate dissous)	1 kg
Détergents (tensio-actifs)	1 kg
Hydrocarbures totaux	20 kg
Hydrocarbures polyaromatiques	1 kg
Polluants organiques chlorés (solvants, lindane, DDT, PCB)	0,5 kg
Coliformes fécaux	10 ¹²

Les effluents urbains concourent également à l'enrichissement en matières organiques et en sels nutritifs : les concentrations mesurées dans les rejets sont de 100 à 500 fois supérieures à celles du milieu récepteur. Les flux correspondants restent toutefois nettement inférieurs à ceux communément mesurés dans les fleuves européens (tabl. 12.2).

Les apports chimiques sont, en général, faibles pour les petites agglomérations, mais peuvent, par contre, poser de sérieux problèmes pour les grandes agglomérations, lorsque les émissaires se trouvent directement raccordés au réseau de collecte des eaux usées, sans traitement préalable des effluents industriels.

La charge microbienne des effluents urbains est fonction du type d'épuration appliqué (abattement des MES¹, traitement tertiaire). Dans les faits, l'insuffisance du traitement est encore souvent révélée par les impacts négatifs sur la salubrité des secteurs sous l'influence des rejets (eaux de baignade, eaux conchylicoles), sans qu'il soit d'ailleurs toujours possible de bien dissocier la part exacte des apports urbains locaux de celle des rivières. En période estivale, les activités touristiques entraînent une augmentation, parfois considérable, des populations littorales. Cet accroissement se traduit, pour beaucoup de stations d'épuration, par une surcharge qu'elles ne sont pas à même d'absorber correctement et, globalement, par une dégradation de la qualité des eaux littorales.

Tableau 12.2 - Estimation des apports en sels nutritifs de quelques grands fleuves européens comparés à ceux d'une ville de 50 000 habitants (Chaussepied 1986).

Origine	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Phosphore (t/an P)	Azote (t/an N)
<u>Fleuves européens du Nord-Est atlantique :</u>			
Elbe	500	10 000	60 000
Weser	300	3 500	30 000
Ems	50	1 000	10 000
Rhin	2 200	25 000	400 000
Meuse	330	2 100	45 000
Escaut	100	1 400	18 500
Seine	430	10 300	66 000
Elorn + Aulne	35	200	4 000
Loire	1 100	2 400	60 000
Gironde (Garonne + Dordogne)	800	2 000	29 700
<u>Ville (activités industrielles non comprises)</u>			
Estimation pour 50 000 habitants	0,2	40	250

¹ MES : matières en suspension.

2.1.3. Les rejets agricoles

Les activités agricoles sont par nature ubiquistes. Les apports sont diffus et véhiculés par le réseau hydrologique. Ils consistent en matières organiques, éléments nutritifs, charge microbienne et polluants chimiques (herbicides, pesticides). S'agissant d'effluents diffus, il est ici aussi difficile, notamment pour la matière organique et les nutriments, d'établir des bilans distinguant, dans les apports fluviaux, la part exacte imputable aux activités agricoles, de celle provenant des agglomérations, des rejets des industries agro-alimentaires, ainsi que des apports d'origine naturelle.

Une partie des flux de sels nutritifs donnés dans le tableau 12.2 pour quelques grands fleuves européens est imputable aux activités agricoles des bassins versants, plus précisément, à l'utilisation intensive d'engrais et aux produits du lessivage des lisiers. L'intensification régulière de l'agriculture au cours des dernières années a eu pour conséquence incontestable un fort accroissement des teneurs en sels nutritifs (nitrates) dans les eaux souterraines (nappe phréatique). Cette intensification des pratiques culturales arrive, dans certaines régions, à limiter la potabilité des réserves d'eau douce, y compris vis-à-vis des activités d'élevage, et à perturber sérieusement le milieu marin et les cultures marines.

Au cours des dernières années, l'intensification des élevages dans certaines régions (Danemark, Pays-Bas, Bretagne) a conduit à de très fortes concentrations des productions "hors sol", particulièrement de porcs et de volaille. Les exploitations de ce type produisent des volumes considérables de lisiers (déjections solides et liquides) qui sont épandus sur les sols, fréquemment en excès par rapport à leur capacité de rétention. Il en résulte, soit par déversement direct ou indirect, soit par lessivage lors des précipitations, des apports très importants dans le milieu marin côtier.

Les principaux constituants du lisier (tabl. 12.3) proviennent des éléments non assimilés de la ration alimentaire et des déchets des réactions métaboliques. Les urines sont riches en azote issu de la dégradation des protéines ; les fèces sont constitués de solides non digérés et de minéraux agglomérés par une substance colloïdale. Les lisiers véhiculent par ailleurs de fortes charges microbiennes. Ainsi, les matières fécales d'un porc renferment de 10^7 à 10^{12} bactéries par gramme. La plupart sont sans pathogénéité présumée pour l'homme. Néanmoins, il existe toujours un risque potentiel de présence d'une flore pathogène associée (streptocoques, staphylocoques, salmonelles, *Vibrio*, virus, ...).

Tableau 12.3 - Caractéristiques chimiques d'un lisier porcin.

Matières sèches :	65 à 80 g/l
Matières minérales :	20 % de la matière sèche
Composés azotés :	
- sous forme ammoniacale :	70 %
- sous forme organique :	30 %

Parallèlement, en mer comme en eaux douces, les aquacultures dites de transformation, c'est-à-dire celles dans laquelle la nourriture est apportée (élevage de poissons en cages et en "race ways") sont également responsables d'un enrichissement important du milieu en matière organique, issue de la nourriture non consommée et des fèces. On trouvera au chapitre 10 des estimations de ces rejets en fonction du cheptel en élevage.

Enfin, l'intensification et l'évolution technique des pratiques culturales conduisent à la généralisation de l'emploi d'insecticides et d'herbicides. Etant sélectionnés pour leurs propriétés biocides, les composés chimiques en cause sont susceptibles d'altérer sérieusement les milieux littoraux. L'impact des résidus qui atteignent la mer dépend de la plus ou moins grande spécificité du biocide considéré, de la stabilité de la molécule active (rémanence, accumulation, ...) et de la toxicité éventuelle des produits de dégradation.

Le catalogue des spécifications des pesticides disponibles sur le marché comporte plus de 2 000 formulations chimiques. Les herbicides sont largement utilisés en agriculture. Paradoxalement, on ne dispose que de peu de données, tout au moins en France, sur le bilan des flux et sur leur impact sur le milieu marin.

A côté des usages agricoles proprement dits, d'autres activités peuvent être la cause d'apports non négligeables, surtout si l'emploi est pratiqué en zones littorales :

- opérations de démoustication, traitements contre la chenille processionnaire du pin, désherbage des voies ferrées, ... ;
- usages familiaux, souvent caractérisés par des surdosages de produits à effet "total".

Par nature, les usages familiaux sont incontrôlables. Par contre, les opérations d'intérêt collectif, pratiquées en zones littorales, sont suivies de près (choix du produit, détermination des doses d'application, des périodes de traitement, ...).

2.1.4. Autres apports

Les déversements liés au trafic maritime sont également variés, qu'ils soient occasionnels ou permanents. En dehors des accidents pétroliers bien connus, l'attention est de plus en plus attirée par l'augmentation du transport maritime de produits chimiques en vrac. Les risques de contamination accidentelle ne sont pas négligeables : Marchand (1987) estime à 10 le nombre d'évènements de mer qualifiables de graves, pour une flotte mondiale qui comprenait, en juillet 1986, 861 vracquiers chimiques et 505 mixtes (hydrocarbures et produits chimiques).

Parmi les apports permanents, on a pris récemment conscience des effets néfastes des produits toxiques introduits dans les eaux littorales pour la protection des carènes des bateaux contre les salissures. Avant la réglementation interdisant, en France, l'usage des peintures à base d'organoétains pour les bateaux de moins de 25 mètres, Alzieu *et al.* (1980) estimaient à 1,4 et 1,3 t/an les quantités respectives de cuivre et de composés organostanniques relâchées dans le seul bassin d'Arcachon (France), par une flottille de 15 à 17 000 embarcations de plaisance et professionnelles.

2.2. Les voies et les mécanismes de transport

Les réseaux fluviaux constituent la voie de transfert globalement les plus importants (Kullenberg 1986). Selon leur solubilité, les polluants sont véhiculés vers la mer, soit sous forme dissoute, soit sous forme particulaire. Les matières en suspension sédimentent dans les estuaires. Ceux-ci constituent des zones de piègeage, à partir desquelles des phénomènes de redissolution plus ou moins lente interviennent au niveau du sédiment superficiel. Ainsi, le cadmium associé aux matières dissoutes en suspension dans les eaux douces se résorbe rapidement en eau saumâtre (estuaires), pour pénétrer sous forme dissoute dans les eaux littorales.

Les mers plus ou moins fermées, comme la mer Baltique, la mer du Nord, la mer Intérieure du Japon, les Grands Lacs nord-américains, ..., dans lesquelles se jettent des cours d'eau irriguant des bassins versants fortement industrialisés, sont particulièrement exposées. C'est pourtant une attitude commune de ne considérer que

les effluents directement originaires des zones littorales immédiatement proches, déversés par les émissaires urbains et industriels. Les difficultés rencontrées dans l'estimation du bilan des apports par les fleuves du fait de la variabilité temporelle des débits hydriques et particulaires, et dans la maîtrise des sources amont de contamination ne sont pas étrangères à ce comportement. Pourtant, les travaux théoriques et les observations directes démontrent que les sources diffuses et multiples, réparties sur les bassins versants, peuvent contribuer de façon significative à la dégradation de la qualité des milieux littoraux.

Longtemps négligé, le transport atmosphérique apparaît de plus en plus comme un vecteur d'émissions d'origine industrielle, urbaine et agricole vers l'océan. Ainsi, Van Aalst *et al.* (1982, in Jickells 1988) ont montré, qu'en mer du Nord, les flux d'origine atmosphérique de certains métaux atteignaient la moitié des apports totaux : le rapport flux atmosphérique/autres flux est de 0,3 à 2,5 pour le zinc, de 0,3 à 1,3 pour le cadmium, et de 0,7 à 2,6 pour le plomb. Du fait de l'indivisibilité des relations entre sources et impacts et de l'extension géographique des transports, ces phénomènes confèrent une autre dimension technique, et plus encore politique, au contrôle de la pollution marine et terrestre.

2.3. Les mécanismes de dégradation et d'accumulation

La persistance des polluants en milieu aquatique dépend de leur résistance à la dégradation par l'action du rayonnement UV (photolyse), de l'eau (hydrolyse), et des microorganismes (biodegradation aérobie et anaérobie). On distingue ainsi trois types de *biodegradabilité* :

- la biodegradabilité facile, qui caractérise les substances qui se décomposent lors d'essais pratiqués dans des conditions proches de celles régnant dans le milieu aquatique ;
- la biodegradabilité intrinsèque, à laquelle on aboutit lorsque les conditions d'essai sont optimales (adaptation des organismes, expositions prolongées, ...) ;
- la biodegradabilité finale, qui correspond à la transformation en substances simples : CO₂, eau, sels minéraux, ...

On considère comme facilement biodegradables les substances qui atteignent un taux de dégradation de 60 % (ligne directrice OCDE) ou de 70 % (norme AFNOR), au terme d'une période de 28 jours décomptés à partir du moment où la biodegradation atteint 10 %. Les résultats des tests de biodegradation doivent être utilisés avec

prudence car, dans certains cas, les produits de dégradation peuvent se révéler plus nocifs que les substances originelles. C'est le cas des tensio-actifs appartenant au groupe des nonphénols polyéthoxylés (NP), dont la biodégradation aboutit à des réductions successives du nombre de groupements oxyéthylène fixés sur la chaîne hydrocarbonée. Ainsi, pour la civelle *Anguilla anguilla*, Miossec et Bocqué (1986) ont trouvé que la concentration létale 50 % en 48 heures passait de > 10 000 mg/l pour les NP à 30 groupements oxyéthylène, à 1, 2 mg/l pour les NP à 5 groupements oxyéthylène.

La *bioaccumulation* est la capacité des polluants à être retenus et stockés dans les tissus animaux par des processus tels que :

- l'association avec des lipides (polluants lipophiles) ;
- la fixation sur des protéines spécifiques (métallothionéines) ;
- l'insolubilisation par complexation avec des acides aminés ou des oligo-éléments (formation de séléniure mercurique chez les mammifères).

Elle résulte d'un processus direct eau-organisme. Elle est caractérisée par le facteur de bioaccumulation (Fc) qui représente, à l'équilibre, le rapport entre la teneur en polluant dans l'organisme et celle de l'eau dans laquelle il vit. Il existe des processus naturels de bioaccumulation de certains métaux lourds et métalloïdes qui correspondent, soit à des stockages temporaires destinés à satisfaire des besoins physiologiques (oligo-éléments), soit à des dysfonctionnements métaboliques (Martoja et Martoja 1984).

La *biomagnification* se différencie de la bioaccumulation, en ce sens qu'elle résulte de la bioaccumulation successive à travers les maillons de la chaîne trophique par l'intermédiaire des relations prédateur-proie. Les concentrations chez les prédateurs supérieurs, comme les mammifères marins, peuvent atteindre des niveaux très élevés. Les processus de biomagnification les plus connus concernent le mercure, les polychlorobiphényles (PCB) et le DDT.

3. Les effets des pollutions sur les écosystèmes exploités

A la diversité des sources correspond une diversité d'impacts sur les ressources vivantes et leur exploitation. Il n'est toutefois pas aisé de dissocier, dans un impact global, la contribution individuelle de chaque rejet. Par exemple, l'eutrophisation des

eaux littorales peut résulter d'apports de sels nutritifs et de matières organiques par la lixiviation des terres agricoles (engrais), l'épandage des lisiers, les rejets urbains et ceux de certaines industries. Les effets toxiques peuvent se manifester par des mortalités massives lors de déversements accidentels (toxicité aiguë), ou à long terme à travers des dérèglements fonctionnels des individus (toxicité sublétales) conduisant à une variation induite de l'abondance et de la production des populations marines.

3.1. Evaluation prédictive du devenir et des effets des polluants

3.1.1. Devenir : les tests physico-chimiques

Des procédures ont été mises au point, puis normalisées, en vue d'évaluer le devenir et les effets de substances chimiques bien individualisées, comme de rejets complexes. Par exemple, les lignes directrices de l'OCDE (1981) et le Recueil des normes françaises (1984) donnent les modes opératoires de méthodes admises, ainsi que des conseils pour l'interprétation des résultats.

S'agissant des substances dangereuses déversées en milieu aquatique, la Directive 76-464 de Conseil des Communautés Européennes prescrit l'obtention de certaines données physico-chimiques et toxicologiques avant leur mise en marché. Les données spectrales UV, IR, RMN, la densité, les points de fusion et d'ébullition, permettent de caractériser les substances au regard de leurs propriétés physico-chimiques. La solubilité dans l'eau et les solvants, ainsi que la détermination de la tension de vapeur permettent de calculer des coefficients de partage, indices de répartition de la substance dans les différents compartiments de l'environnement. Ainsi, aux faibles concentrations observées dans les milieux naturels, le coefficient de partage à l'équilibre entre air et eau (K_{ae}) peut être calculé si l'on connaît la tension de vapeur (P ; N/m²), la masse moléculaire de la substance (M ; kg/mol), sa solubilité dans l'eau (S ; kg/m³) et la température (T ; °K). De même, le coefficient de partage entre le n-octanol et l'eau (K_{oe}), défini comme le rapport entre les concentrations à l'équilibre dans un solvant lipophile (n-octanol) et l'eau, permet d'apprécier le caractère hydrophile ou lipophile des produits chimiques. Chez les poissons, de bonnes corrélations ont été mises en évidence entre les valeurs de K_{oe} et le facteur de bioaccumulation (F_c).

3.1.2. Effets : les bioessais

L'évaluation des effets des polluants nécessite la connaissance des espèces sensibles (niveau de l'individu) et des perturbations introduites dans les équilibres écologiques par la régression ou la disparition des mêmes espèces (niveaux des populations et du réseau trophique). Ces connaissances sont d'abord acquises au laboratoire à partir de tests pratiqués sur des individus, des échantillons de populations ou des écosystèmes simplifiés.

Les tests les plus couramment utilisés pour déceler la toxicité sur les organismes aquatiques portaient jusqu'ici sur des espèces dulcaquicoles :

- inhibition de la croissance d'une algue unicellulaire (*Scenedesmus subspicatus*) ou de bactéries (norme AFNOR T 90 304) ;
- immobilisation de la daphnie (*Daphnia magna*) ;
- toxicité aiguë (CL50) pour le poisson *Brachydanio rerio*.

Les résultats acquis sur des espèces d'eau douce ne peuvent être directement extrapolés au milieu marin. Ce dernier possède en effet une double particularité qui tient, d'une part, à la diversité spécifique de ses peuplements et, d'autre part, à l'effet des sels dissous sur le comportement des substances polluantes. C'est pourquoi, sont en cours d'homologation, des tests basés sur l'inhibition de la croissance d'une algue unicellulaire marine (*Skeletonema costatum*), ou la CL50 pour un poisson (*Dicentrarchus labrax*). Plus récemment, une méthode, basée sur la mesure de l'effet des polluants sur la production larvaire d'un micro-crustacé (*Tigriopus brevicornis*), a été proposée (Le Déan et Devineau 1987).

Les tests non spécifiquement marins restent néanmoins utiles pour l'évaluation des risques à long terme. C'est le cas des tests de génotoxicité pratiqués sur des bactéries (test d'Ames) ou des cellules de mammifères ("test du micronucleus"). De même, les tests sur les mammifères permettent d'évaluer les risques pour l'homme (toxicité subaiguë, carcinogénicité), de substances susceptibles de s'accumuler dans les espèces marines consommées.

3.2. Les altérations d'origine chimique des milieux littoraux

L'enrichissement des milieux littoraux par les nutriments d'origine agricole et urbaine est l'une des pollutions les plus communes. L'augmentation de la production phytoplanctonique dépend de la nature des nutriments (azote, phosphore, matières organiques biodégradables), de leur importance relative, des conditions hydrologiques régnant dans le milieu récepteur, et se traduit sous différentes formes :

- développements anormaux d'algues vertes (ulves) qui, détachées de leur substrat, s'échouent à la côte, provoquant des nuisances pour le tourisme et les populations littorales (*marées vertes*) ;

- efflorescences phytoplanctoniques (*eaux colorées*), qui peuvent être à l'origine soit d'anoxies du milieu, soit de l'intoxication d'organismes marins filtreurs, soit de celle de leurs consommateurs humains.

Parmi les phénomènes d'interaction entre bassin versant et milieu littoral, le phénomène d'anoxie apparu dans le Mor Bras (France), en relation avec le régime de décharge des eaux du bassin de la Vilaine retenues par un barrage en zone estuarienne, est intéressant à considérer. Des mortalités massives de poissons démersaux se produisirent en juillet 1982. Elles étaient directement causées par une anoxie soudaine (*une nuit*), localisées au niveau du fond. Cette baisse brutale de la teneur en oxygène dissous résultait de la conjonction d'un quadruple processus :

- eutrophisation des eaux douces enrichies par les nutriments du bassin versant : 80 à 90 % des charges d'azote et de phosphore proviennent d'activités agricoles qui ont restitué aux eaux de surface de 28 à 49 % de l'azote utilisé et de 0,7 à 1,0 % de phosphore (Anon. 1985) ; l'existence d'un barrage sur l'estuaire contribue à l'eutrophisation de l'eau retenue : ses "lâchers" peuvent accentuer la stratification de l'eau, en mer, dans le Mor Bras ;

- absence de dégradation de la matière organique lors du transfert des eaux eutrophes vers la mer : cette dégradation est ordinairement réalisée par le "bouchon vaseux" de l'estuaire, inexistant en Vilaine ;

- apparition d'efflorescences phytoplanctoniques à diatomées, qui ont contribué à enrichir le milieu en matières organiques et à réduire la teneur en oxygène au cours de la nuit ;

- stratification des eaux marines, favorisée par la topographie (profil de la côte formant une large baie), mais aussi par des conditions hydrologiques (circulation, marée de morte-eau) et météorologiques (beau temps) particulières, empêchant ainsi le brassage vertical des eaux.

Aucun de ces quatre processus ne peut, seul, provoquer le phénomène ; la conjugaison de leur effet négatif sur la teneur en oxygène de la couche de fond est nécessaire. De telles anoxies sont plus communes dans des plans d'eau fermés à hydrodynamisme faible ("malaïgues" des lagunes méditerranéennes). Dans les sites protégés à circulation réduite, les conséquences de tels phénomènes peuvent être graves pour les élevages de poisson, et cela d'autant plus que, lorsque ceux-ci atteignent une certaine densité, les aquacultures de transformation sont elles-mêmes une source importante de matière organique.

3.3. Les pathologies associées aux altérations du milieu

3.3.1. Poissons sauvages

Dès la fin du siècle dernier, des maladies cutanées furent observées chez certaines espèces de la mer du Nord. A la suite des travaux de Dethlefsen (1978) et de Moller (1979) dans une zone ("German Bight") affectée par des déversements d'effluents de fabrication de dioxyde de titane, l'effet de la qualité du milieu sur la pathologie et la morbidité des poissons fût avancé. Une vive controverse s'ensuivit. Les informations rassemblées dans le tableau 12.4, adapté de Bucke (1987), montrent qu'en mer du Nord, l'éthiologie observée est multiple. Les pleuronectidés, particulièrement les limandes, sont plus fréquemment atteints, ce qui incite à attribuer aux sédiments le rôle d'agent causal chez les poissons plats.

Depuis, d'autres observations, réalisées à l'occasion de pollutions accidentelles ou dans des zones de déversement de déchets divers sont venues appuyer la thèse de l'implication de la contamination du milieu dans la causalité du phénomène :

- apparition massive, en Bretagne nord, d'érosions des nageoires chez la sole, consécutivement à la pollution pétrolière occasionnée par le naufrage de l'"Amoco Cadiz" en 1978 (Desaunay 1981) ;

- fréquence accrue de papillomes épidermiques sur les limandes pêchées au voisinage d'une zone de rejet de dioxyde de titane (Dethlefsen 1987) ;

- corrélations statistiquement significatives entre les néoplasmes hépatiques chez les poissons du Puget Sound (E.U.) et la contamination par les sédiments (Malins *et al.* 1984).

Enfin, les études toxicologiques réalisées en milieu contrôlé montrent que certains polluants peuvent provoquer des maladies comparables à celles observées en milieu naturel. En recensant les données relatives à 140 contaminants, Meyers et Hendricks (1982) ont identifié un petit nombre de substances comme étant à l'origine de lésions musculaires (carbaryl) ou de déformations vertébrales (képone, toxaphène, malathion, ...).

Tableau 12.4 - Principales maladies des poissons observées en mer du Nord (adapté d'après Bucke 1987).

Maladies	Ethiologie confirmée ou possible	Espèces atteintes
<u>Maladies épidermiques</u>		
- <i>Lymphocystis</i>	Virus	Plie, flet, limande
- Ulcères	Bactéries (<i>Vibrio sp.</i>)	Plie, flet, limande, sole, anguille, morue
- Erosion des nageoires	Bactéries, Ectoparasites, Ethiologie mécanique, Traumatisme	Flet Plie Limande
- Hyperplasie, Papillomes	Virus (?)	Sole, merlan
- Tumeurs	?	Limande, anguille, merlan Plie, flet, morue, lieu noir
<u>Déformations du squelette</u>		
- "Bullnose"		Morue, merlan, hareng
- "Dwarfish"		Chinchard, hareng, sprat
- Scolioses		Alose, maquereau, limande, plie, flet
<u>Maladies internes et tumeurs</u>		
- <i>Ichthyophonous</i>	Champignon	Hareng, plie, maquereau
- Myxosporidioses	Protiste	Gadidés, limande, flet, plie
- Microsporidioses	Protiste	Poissons plats
- Maladie des branchies (cellules X)	Protiste	Limande

Comme la reproduction et la croissance sont les fonctions les plus sensibles aux effets des contaminations chroniques, le risque de déclin pérennes de productivité des stocks halieutiques est réel. En dehors des zones de déversements massifs, toutes les observations indiquent que les lésions ou maladies observées chez les poissons sont des

phénomènes à causalité multiple. De ce fait, la discrimination entre les causes naturelles et celles dues à des altérations de la qualité des milieux littoraux par les activités humaines, ainsi que les effets de la pêche, est difficile. Les taux de prévalence des infestations restent faibles et soumis à des variations saisonnières et interannuelles importantes. Bien qu'ils soient probablement localement appréciables, les effets sur la production des stocks halieutiques sont généralement inconnus, leur évaluation n'ayant pratiquement pas été étudiée par les biologistes des pêches. Actuellement, la question n'est abordée que sous le seul angle de la relation maladie-environnement. Elle se heurte à la difficulté de comparer les tendances d'évolution de la prévalence des maladies et de la qualité du milieu. Les séries historiques de données exploitables sont peu nombreuses et, encore, relativement courtes. Par ailleurs, la recherche de corrélations entre la pathologie des poissons et les fluctuations des stocks exploités n'est pas une bonne stratégie d'investigations en raison de la multiplicité des facteurs qui déterminent la production halieutique.

3.3.2. Mollusques d'élevage

Indépendamment des épizooties des cheptels coquilliers, traitées dans le chapitre 11, la contamination des milieux littoraux par des substances toxiques peut entraîner des pathologies et, éventuellement, des mortalités massives, particulièrement sur les phases larvaires. Une manifestation, aux conséquences économiques sérieuses, résulte de l'emploi du tributylétain (TBT) comme agent de lutte contre les salissures biologiques. La présence de TBT dans l'eau des bassins conchylicoles provoque chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) des troubles de calcification de la coquille se traduisant par l'apparition de chambres contenant une substance gélatineuse (Alzieu *et al.* 1982). Sous la forme aiguë, les huîtres croissent plus en épaisseur qu'en longueur, ce qui leur fait prendre la forme de boulets (fig. 12.1). Ces malformations apparaissent pour de très faibles concentrations de TBT, de l'ordre du ng/l.

En outre, la présence de TBT dans les eaux au moment de la phase larvaire provoque des mortalités massives des larves (His et Robert 1985 ; His, Maurer et Robert 1986). Un effondrement du captage de naissain s'en est suivi pendant cinq années consécutives (1976 - 1981). L'effet conjugué de ces phénomènes a entraîné l'effondrement temporaire de la production d'un des principaux bassins conchylicoles français, le bassin d'Arcachon : de 10 à 12 000 tonnes en année normale, la production est tombée à 3 000 tonnes en 1980 et 1981. L'interdiction de l'emploi de ces peintures, à partir de 1982, a permis à l'ostréiculture de retrouver, à partir de 1984, son niveau antérieur de production et de captage.

3.4. Les effets sur la qualité des produits

L'alimentation par filtration des mollusques d'élevage explique leur vulnérabilité particulière aux altérations du milieu, qu'il s'agisse de leur survie propre ou de la qualité des produits destinés à la consommation humaine. S'agissant de produits qui, pour nombre d'espèces, sont consommés crus, le contrôle de la consommabilité conditionne la commercialisation. La salubrité des produits livrés au consommateur est donc un objectif qui ne peut être dissocié des programmes de protection des milieux d'élevage et de pêche.

Trois types de contaminants peuvent altérer la qualité des produits : les microorganismes pathogènes, les micropolluants organiques et inorganiques, et les biotoxines sécrétées par certaines espèces phytoplanctoniques appartenant au groupe des dinoflagellés. La salubrité des mollusques filtreurs (huîtres et moules) est affectée par ces trois types de contamination, alors que les crustacés et les poissons sont surtout sensibles aux pollutions chimiques, exception faite des manifestations ciguatières affectant les poissons en régions tropicales.

3.4.1. Contamination bactérienne

Dans les eaux littorales, les bactéries sont fixées à la surface des matières en suspension, minérales et organiques, d'origine détritique. En filtrant l'eau pour y puiser le phytoplancton dont ils se nourrissent, les coquillages, comme les huîtres ou les moules, se chargent de divers microorganismes, dont certains peuvent être pathogènes pour l'homme. Les relations entre la teneur en germes des eaux et la contamination de ces mollusques dépend de plusieurs facteurs, dont :

- les microorganismes en cause et l'espèce de mollusque considérée ;
- la charge (teneur pondérale) et la qualité (teneur en carbone organique) des matières en suspension ;
- l'hydrodynamisme, en particulier les cycles de marée, qui joue sur la remise en suspension des sédiments fins superficiels et leur dispersion ;
- les conditions climatiques et météorologiques (pluies, vent,...).

Même dans les zones contaminées, les germes pathogènes pour l'homme sont présents dans l'eau en quantités difficilement décelables. Mais il existe des relations

entre les effectifs des principales composantes de la flore microbiologique. Aussi, a-t-on été amené à évaluer la qualité bactérienne des eaux par numération des germes d'origine fécale, mais non dangereux pour l'homme, présents en grande quantité dans les rejets urbains. Il existe, par ailleurs, des relations entre la qualité bactérienne des eaux et celle des coquillages. Par exemple, Plusquellec *et al.* (1986) ont publié, pour la moule, des équations de corrélation relatives aux coliformes et aux streptocoques fécaux.

Toutefois, ces équations d'équilibre ne rendent pas compte des phénomènes à court terme qui interviennent lors d'un cycle de marée ou d'une série de pluies. Par exemple, au moment de la pleine mer, alors que les eaux sont peu ou pas contaminées, les concentrations en germes restent élevées si les eaux sont insalubres en périodes de basse mer. Ce phénomène est bien connu des stations de purification des coquillages, pour lesquelles on estime à 48 heures le temps minimum nécessaire à la décontamination.

3.4.1.1. Caractérisation du risque pathologique

Parmi les très nombreux germes microbiens naturellement présents dans les eaux littorales (germes halophiles), très peu se révèlent pathogènes pour l'homme. Ainsi, *Vibrio parahaemolyticus* est le seul germe marin parfois identifié comme étant à l'origine de toxi-infections alimentaires humaines. La qualité microbiologique du milieu marin, en regard de l'usage alimentaire des produits, est donc étroitement et essentiellement dépendante des apports continentaux.

La charge microbienne dépend de l'origine des contaminations. La plupart des germes potentiellement pathogènes pour l'homme proviennent des vertébrés supérieurs, de l'homme notamment : ils sont communément associés à la flore intestinale habituelle de ces vertébrés. Leur capacité de survie dans l'eau de mer varie selon les espèces et les souches considérées et, pour une même espèce, les conditions ambiantes rencontrées (température, salinité, charge en matières organiques, turbidité, ...). Le matériel organique semble intervenir comme facteur favorisant. Cette association avec le matériel particulaire explique les phénomènes de piégeage des microorganismes dans les sédiments et de recontamination de la colonne d'eau lors de remises en suspension des sédiments sous-jacents.

Tableau 12.5 - Durée de survie des germes fécaux en eau de mer et en eau douce.

Germes	Durée de survie	
	Eau de mer	Eau douce
<i>Eschericia coli</i>	4j. à une semaine	12 j.
<i>Streptococcus foecalis</i>	"	13 j.
<i>Salmonella typhi</i>	"	"
<i>Aerobacter aerogenes</i>	"	"
Enterovirus	15 j.	30 j.

Concrètement, la durée de survie des germes d'origine fécale en mer, qu'ils soient ou non pathogènes, est susceptible de varier dans de larges proportions, tout en restant globalement inférieure à celle observée en eaux douces (tabl. 12.5). Par ailleurs, les virus n'ont pas le même comportement que les bactéries : ils paraissent avoir une capacité et une durée de survie nettement supérieure à celles de ces dernières.

3.4.1.2. Evaluation de la qualité microbiologique

En raison des fluctuations des apports, d'une part, et des conditions hydrodynamiques du milieu récepteur, d'autre part, la contamination d'un secteur littoral est soumise à d'importantes variations. En conséquence, une analyse sur un prélèvement en un point donné, à un instant quelconque, ne peut pas être significative de la qualité microbiologique du secteur. Cette démarche, si elle était seule usitée, nécessiterait l'adoption de plans d'échantillonnage lourds, intégrant les principales causes de variation (régime pluviométrique, marées, saisons,...) pour atteindre le seuil de signification requis.

De par leur physiologie, les coquillages filtreurs "mémorisent" les contaminations auxquelles ils ont été soumis au cours des jours précédents. Ils intègrent la qualité microbiologique moyenne d'un secteur. Aussi, la majorité des pays qui assurent un suivi de la qualité microbiologique des eaux aquacoles ont recours, pour évaluer et contrôler cette qualité, à des analyses sur des coquillages prélevés directement dans le milieu d'élevage.

Le nombre d'espèces pathogènes susceptibles de se trouver dans le milieu est élevé. De plus, les techniques analytiques permettant d'identifier et de dénombrer les

germes sont lourdes et longues. Enfin, en l'état actuel du développement des méthodes, on ne dispose pas de toutes les techniques requises pour l'identification et le dénombrement courants des virus. Cependant, l'existence de relations entre l'abondance des germes d'origine fécale et celle des pathogènes permet de concevoir et d'utiliser une méthode plus économe en moyens, dans la mesure où elle évite la recherche systématique de tous les agents pathogènes potentiels.

Ainsi, sont uniquement mais systématiquement recherchés des germes caractéristiques de la flore entérique : coliformes et streptocoques fécaux. Leur présence témoigne d'une contamination d'origine fécale (germes "témoins" ou "tests"). L'importance des numérations obtenues permet de présumer d'une probabilité plus ou moins grande de présence de pathogènes et d'orienter les vérifications complémentaires (recherche de salmonelles) et les mesures administratives (classement des secteurs insalubres, destination des produits). L'approche colimétrique a toutefois ses limites. La critique majeure qui lui est faite tient à l'existence de comportements différents en milieu marin des groupes de germes. Si, effectivement, le constat, par germes "tests" interposés, de l'existence à un moment donné d'une forte contamination fécale indique la présence probable de pathogènes, l'appréciation ultérieure de cette contamination par les seuls germes témoins est sujette à caution (pas de corrélation connue avec le devenir des virus).

3.4.2. Contamination par les micropolluants

Les métaux, les hydrocarbures et diverses substances organiques de synthèse s'accumulent dans les tissus animaux dont ils peuvent rendre la consommation dangereuse pour l'homme ou altérer leur qualité gustative. Les très graves intoxications alimentaires dues à la consommation de poisson contaminé par le mercure à Minamata et par le cadmium à Itai Itai (Japon) ont fait prendre conscience du danger sérieux que présente le déversement de métaux lourds dans les eaux littorales.

De tous les métaux, le mercure est le seul dont les concentrations soient biomagnifiées dans la chaîne trophique. Sous l'action des bactéries des sédiments, le mercure inorganique est solubilisé sous la forme de Hg^{2+} , puis transformé par biométhylation en mercure organique. Le cycle biogéochimique (fig. 12.2) de cet élément montre qu'il s'accumule sous forme de diméthylmercure dans les mollusques, et de méthylmercure chez les poissons. Les proportions en mercure méthylé par rapport au mercure total sont de l'ordre de 50 % chez les mollusques, et supérieures à 80 % chez les poissons grands carnivores, comme les thons. De plus, la forme méthylée du mercure est notablement plus toxique pour les mammifères que le mercure inorganique : selon l'OMS, la dose hebdomadaire ingérable par l'homme est de 0,3 mg de Hg, dont moins de 0,2 mg sous forme de méthylmercure.

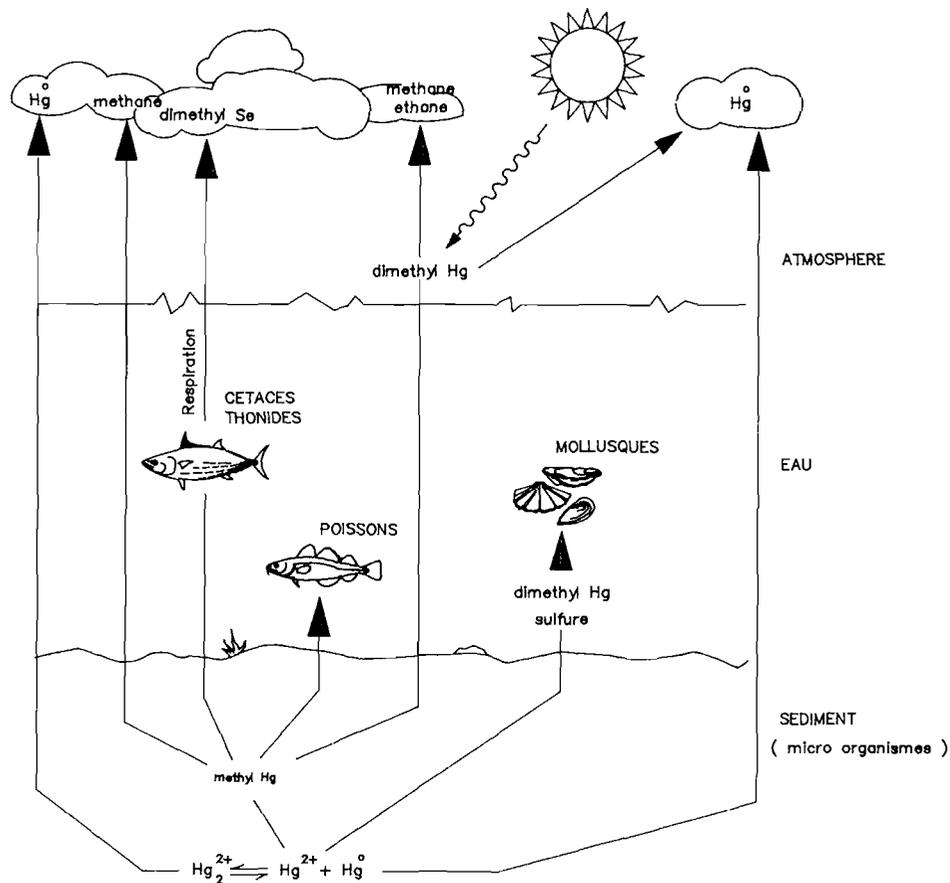


Figure 12.2 - Schéma simplifié du cycle du mercure.

Contrairement au mercure, le cadmium ne donne pas de dérivé organométallique connu. Il s'accumule dans le foie du poisson et se fixe sur certaines protéines soufrées (méthallothionéines) des mollusques. De manière générale, les teneurs en cadmium sont plus élevées chez les mollusques que chez les poissons. En un même lieu, la contamination des huîtres est de 3 à 4 fois plus élevée que celle des moules. En compilant les données publiées sur les moules du genre *Mytilus*, Cossa (1987) a établi une équation de corrélation entre les teneurs en cadmium dans la moule et l'eau environnante.

Parmi les polluants organiques, les hydrocarbures représentent une vaste classe de produits dont certains se rencontrent normalement dans les tissus animaux. Toutefois, la présence de certains dérivés en très faibles concentrations dans l'eau (0,1 à

1,0 mg/l) peut, par assimilation et fixation dans les lipides, donner un goût désagréable à la chair du poisson, des crustacés et des coquillages. De plus, certains hydrocarbures aromatiques d'origine pyrolytique sont suspectés d'effets carcinogènes ou mutagènes. Les composés organochlorés, tels que les polychlorobiphényles (PCB) et le DDT, de par leur rémanence, leur toxicité élevée, et leur liposolubilité qui entraîne une bioaccumulation importante chez les espèces riches en lipides (certains poissons, mammifères marins), présentent également des risques pour les consommateurs de produits contaminés.

3.4.3. Contamination par les biotoxines

Certaines espèces de dinoflagellés synthétisent des substances soit directement toxiques pour les organismes aquatiques (ichthyotoxines), soit toxiques pour l'homme en tant que consommateur de coquillages ayant accumulé ces toxines. Parmi ces dernières, deux sont dangereuses pour l'homme :

- les neurotoxines paralysantes ("Paralytic shellfish poisoning", ou PSP) ;
- les toxines diarrhéiques ("Diarrhetic shellfish poisoning", ou DSP), responsables de gastro-entérites.

Lassus (1988) a recensé les espèces de plancton toxiques présentes sur les côtes européennes. En France, sont surtout connues :

- *Dinophysis acuminata* et *D. sacculatus*, responsables d'intoxications diarrhéiques chez les consommateurs de coquillages (essentiellement les moules), lorsque leur présence dans l'eau atteint 1 000 à 10 000 cellules par litre ;

- *Gyrodinium aureolum*, qui occasionne des mortalités chez les poissons et les invertébrés benthiques, ainsi que des retards de croissance chez les pectinidés, lorsque sa présence dans l'eau excède 0,5 million de cellules par litre ; ces efflorescences peuvent nuire sérieusement aux élevages et aux performances des écloséries ; en l'absence de possibilités d'aménagement curatif par méconnaissance de la dynamique d'apparition du phénomène, les programmes de suivi permettent de cartographier les zones les plus sensibles et de choisir en conséquence les zones d'implantation des écloséries.

Néanmoins, lors de l'été 1988, un premier cas de contamination des coquillages par un dinoflagellé producteur de neurotoxine (*Protogonyaulax*) a été observé en Bretagne nord.

Ces efflorescences se produisent dans des conditions de milieu apparemment naturelles. Cependant, plusieurs indices, comme l'augmentation de leur fréquence d'apparition ou leur localisation, suggèrent l'intervention de facteurs anthropiques dans la dynamique de leur développement.

4. Les stratégies de conservation

La conservation de la qualité des milieux littoraux aura pour objectif de contenir les différentes sources de pollution à des niveaux qui ne nuisent, ni à la productivité des stocks halieutiques et cultivés, ni à l'utilisation de leurs produits, et qui soient compatibles avec les autres activités, notamment récréatives, dépendant de ces milieux. Pour pouvoir agir en bonne connaissance de cause, on souhaiterait pouvoir, non seulement identifier les sources de pollution, mais également quantifier les flux de transfert, puis les effets sur les ressources vivantes et leurs exploitations - y compris les effets sur la santé humaine. De tels bilans permettraient de mettre en oeuvre des politiques de conservation de la qualité des eaux littorales, doublées de normes de rejet qui tiendraient compte du volume total d'émissions, par types de produits et par secteurs géographiques. Ainsi, les politiques d'aménagement pourraient refléter les différences géographiques dans l'activité industrielle ou agricole des régions ou des pays. Malheureusement, un tel niveau de connaissance n'est pas atteint, tant s'en faut. Si les mesures prises pour la conservation des eaux littorales font bien appel aux deux notions complémentaires que sont les objectifs de qualité des eaux et les normes uniformes d'émission, leur application pratique rencontre des difficultés indéniables.

4.1. Objectifs de qualité et normes d'émission

4.1.1. Définitions

La notion d'*Objectif de Qualité des Eaux* (OQE) se traduit sous la forme de normes quantitatives que le milieu doit satisfaire pour des usages spécifiques. En ce qui concerne le milieu marin, deux directives de la Commission des Communautés Européennes (CEE) ont été promulguées pour les eaux de baignade (Directive n° 76-160 du 8 décembre 1975) et les eaux conchylicoles (Directive n° 79-923 du 30 octobre 1979). Ces deux directives fixent des valeurs "impératives" ou "guide" pour les

paramètres physico-chimiques et microbiologiques jugés critiques pour l'usage considéré.

La notion de *Norme Uniforme d'Emission* (NUE) traduit la volonté du législateur de réduire à la source les émissions, en fixant une limite maximale à la teneur d'une substance ou d'un groupe de substances dans les rejets. Les NUE peuvent être fixées au cas par cas, en fonction de la toxicité estimée des produits contaminants et de données locales comme la densité d'usines ou le volume total d'émission, ou, *a priori*, dans des textes d'application générale, tels que la Directive du 4 mai 1976 sur les substances dangereuses. Ainsi, à titre d'exemple, les risques pour l'environnement qui s'attachent à l'usage des pesticides ont conduit la plupart des pays à adopter des réglementations interdisant ou restreignant l'usage des molécules à forte rémanence. Tel est le cas des organochlorés, sauf le lindane. Des procédures contraignantes d'autorisations provisoires de vente, puis d'homologation, ont concrètement permis cette évolution.

4.1.2. Difficultés d'application

La première difficulté d'application de ces stratégies porte sur le choix de l'une ou l'autre des options réglementaires. Parce qu'elles reposent sur une appréciation des exigences minimales requises par les divers usages des milieux littoraux, les OQE font l'objet de longues discussions au niveau international. Les principales critiques émises à leur encontre concernent :

- l'insuffisance des connaissances sur les *relations entre le volume d'émission et la qualité résultante des milieux* ; les flux, les conditions hydrodynamiques des secteurs littoraux et les caractéristiques biogéochimiques des polluants peuvent se traduire, soit par leur dispersion, soit par leur concentration dans un secteur ou sur un niveau trophique particulier : les modèles de dispersion et de comportement des polluants dans l'environnement auxquels il est maintenant fait appel amélioreront progressivement l'appréciation des relations rejet-qualité des eaux en un lieu donné ;

- la méconnaissance des *effets à long terme des polluants*, qui peut faire que les valeurs actuelles de certains OQE se révèlent trop laxistes, ou artificiellement contraignants ;

- *la diversité des usages* à prendre en compte et des conditions spécifiques qu'ils requièrent : ainsi, la conservation et l'amélioration de la qualité des eaux impliquent que l'on tienne compte des conditions minimales nécessaires pour assurer la reproduction, le recrutement et la croissance "normaux" des populations exploitées et cultivées, la santé des baigneurs et celle des consommateurs des produits de la mer ; cette approche n'est généralement applicable qu'à l'échelon local, où un usage prédomine ; s'agissant

de la salubrité de produits marins, elle est généralement appréciée en tenant compte des quantités moyennes consommées à l'échelle nationale (dose infectante pour les microorganismes, dose journalière acceptable pour les polluants) ; les exigences "consommateur" prévalent sur celles des autres usages ; les analyses économiques permettraient, théoriquement, de proposer des critères objectifs d'arbitrage entre activités antagonistes aux niveaux considérés ; toutefois, le recours régulier à ce genre d'analyse est contrecarré, d'un côté, par le manque courant de modèles simulant la réponse des milieux et des populations aux contaminations et, d'un autre, par l'interférence des dimensions politiques des concurrences interusages - y compris au niveau international ;

- enfin, le contrôle effectif des OQE peut être difficile et coûteux : il dépend, entre autre, de l'adoption de stratégies d'échantillonnage appropriées.

Par rapport aux OQE, les NUE représentent une solution d'un emploi simple et, de toute façon indispensable, dans la mesure où elles seules permettent d'agir sur les sources. En promouvant l'adoption de techniques de fabrication moins polluantes et de dépollution plus efficaces, elles sont un facteur de progrès. Du point de vue opérationnel, le contrôle des émissions est plus aisé que celui du milieu. Il est aussi mieux accepté des industriels au niveau national, dans la mesure où il n'introduit pas de distorsion dans la concurrence économique.

Ce n'est toutefois pas nécessairement le cas au niveau international. Par exemple, les pays en développement peuvent s'estimer désavantagés d'avoir à suivre des voies de développement plus coûteuses que celles dont ont bénéficié les pays économiquement plus avancés, aux stades initiaux de leur industrialisation. Les pays dans lesquels un secteur industriel est encore peu développé peuvent juger une réglementation injustifiée en ce qui les concerne. Les garanties d'application des réglementations peuvent être jugées insuffisantes.

A l'inverse, appliquées seules, les NUE ne sont pas suffisantes : l'accroissement des flux de résidus qui accompagne l'expansion d'un secteur d'activité peut requérir des révisions périodiques, en baisse, des normes sur la base des évaluations de leurs effets globaux *in situ*. Cette observation montre la nécessaire complémentarité des deux démarches.

4.2. Capacité d'acceptation du milieu

Compte tenu des difficultés d'application inhérentes à ces deux stratégies, des alternatives globales ont été proposées. Récemment, le concept de "*Capacité d'acceptation du milieu*" (Environmental Capacity) a été proposé par le "Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution" (GESAMP 1986). Ce concept est basé sur l'hypothèse selon laquelle l'environnement posséderait une capacité limitée et chiffrable d'assimilation des déchets, cette assimilation étant obtenue sans altération indésirable des ressources et de leurs usages. C'est une approche probabiliste, basée sur le résultat de recherches pluridisciplinaires et l'application de modèles d'évolution des substances rejetées. Les seuils d'acceptation sont déterminés par itération portant sur :

- la nature du résidu ;
- ses interactions et les effets connus sur les autres activités humaines ;
- les risques environnementaux liés à chacun des composants du rejet (effets et devenir des substances) ;
- les caractéristiques spécifiques du site d'immersion : géomorphologie, hydrodynamisme, climatologie, activités humaines ;
- l'impact potentiel, estimé sur la base des processus biogéochimiques, de l'identification des organismes sensibles et des voies par lesquelles les polluants peuvent les atteindre ;
- les variables à surveiller dont dépendront la validation ou la réévaluation éventuelle de la capacité d'acceptation préalablement définie.

Toutefois, même si l'évaluation du risque est mieux appréciée, la détermination d'un niveau acceptable d'impact comportera toujours une part subjective. La critique majeure faite à cette démarche est qu'elle admet, *a priori*, que toute substance, conservative ou non, peut être introduite dans les eaux littorales. Des observations relatives à certaines substances particulièrement toxiques montrent qu'il n'existe pas toujours de limites inférieures positives pratiques. C'est le cas des tributylétains (TBT) : les concentrations sans effet sur les espèces les plus sensibles sont si faibles (inférieures au ng/l) qu'aucune norme pratique ne peut être fixée ; faute de méthode d'analyse suffisamment sensible, le contrôle de l'application d'une mesure de ce genre reste de toute façon impossible.

4.3. Aménagement des activités littorales

4.3.1. Initiatives administratives

Historiquement, les actions de conservation de la qualité du milieu et de ses différents usages se sont d'abord et, essentiellement, ordonnées autour de deux axes :

- l'inventaire des activités littorales (usages existants et potentiels), suivi d'une tentative de répartition de l'espace (zonage) ; en France, cette démarche s'est concrétisée dans le cadre de Plans d'Occupation des Sols (POS) des communes littorales et de Schémas d'Aptitude à l'Utilisation de la Mer (SAUM) ;

- la recherche d'une maîtrise qualitative des rejets en zone littorale : inventaire, définition de normes techniques pour la conception de l'assainissement des communes côtières en fonction de la sensibilité du milieu récepteur.

Bien qu'ayant permis d'incontestables progrès, cette démarche s'est révélée insuffisante pour appréhender l'ensemble des problèmes rencontrés. Les schémas de zonage conduisent à une ségrégation des activités, entraînant nécessairement une certaine sous-utilisation des potentialités des espaces littoraux. Par ailleurs, des documents seulement descriptifs, sans caractère contraignant, sont inopérants lorsque l'on doit arbitrer des conflits et minimiser les effets négatifs antagonistes. De même, il est apparu progressivement, mais de plus en plus clairement, que la seule maîtrise des rejets en zones littorales était insuffisante pour conserver la qualité des eaux côtières. S'est ainsi imposée la nécessité de prendre en compte simultanément les bassins versants.

Cette évolution des concepts et leur traduction en mesures d'aménagement se sont récemment concrétisées, en France, par la publication d'une loi, dite "Loi Littoral" (loi n° 86-2 du 3 janvier 1986). Ce texte prévoit l'élaboration de schémas contraignants d'aménagement (schémas de mise en valeur de la mer) ; elle introduit la notion selon laquelle les communes non littorales peuvent être impliquées dans la conservation du milieu marin.

Parallèlement, la mise en oeuvre de conventions internationales et, pour la CEE, l'application de textes communautaires engageant les pays membres dans des actions de réduction des pollutions industrielles se sont traduites au cours de la dernière décennie par des progrès significatifs au niveau du flux des apports. Ceux-ci sont notamment perceptibles au niveau des estuaires de certains fleuves drainant des régions fortement industrialisées. En France, un effort particulier a été réalisé, par exemple, en baie de

Seine pour la réduction des rejets de phosphogypse et, dans le golfe de Fos, pour les déversements de mercure et de dérivés phénoliques.

Globalement, l'évolution de la qualité des eaux dans un secteur littoral ne peut être qu'extrêmement lente. En France, à l'heure actuelle, une relative stabilisation de la situation transparait. Les améliorations obtenues ponctuellement semblent être contrebalancées par une augmentation d'ensemble des activités potentiellement polluantes. Une mention particulière doit être faite des polluants rémanents, tels les PCB, dont l'accumulation demeure un problème majeur justifiant une attention particulière et des actions prioritaires.

4.3.2. Cas de la conchyliculture

Parce que la production et la qualité des coquillages dépendent étroitement de la qualité du milieu, la sauvegarde et le progrès des activités conchyloles représentent à la fois une difficulté et un enjeu majeurs.

On a indiqué que les phénomènes de contamination des coquillages, par les germes microbiens notamment, étaient réversibles : ceux-là peuvent se décontaminer relativement vite lorsqu'ils sont placés dans une eau aseptisée. Aussi, certains pays ont cru trouver dans la généralisation de stations d'épuration un remède à la mauvaise qualité des eaux, qui permettrait la poursuite des activités conchyloles, sans s'imposer les impératifs et les coûts de la conservation, voire de la reconquête, de cette qualité. Une telle stratégie présente des risques majeurs : le passage en station d'épuration reste inopérant pour les contaminations chimiques, ou par biotoxines pour lesquelles la durée de décontamination est longue et mal appréciée ; elle n'offre pas de garantie suffisante sur le plan microbiologique (cas des virus) ; enfin, il est à craindre que le recours systématique à la purification des coquillages n'ait pour effet indirect un relâchement de la volonté politique de conservation de la qualité biotique des milieux littoraux. En revanche, en raison de ses exigences particulières, le maintien de l'activité conchylole et la prise en compte de ses impératifs apparaissent comme de nature à garantir un état des milieux littoraux qui satisfasse en même temps les besoins des autres usages.

5. Les axes de recherche et d'action

5.1. Conséquences des carences dans les connaissances

C'est à l'occasion d'intoxications accidentelles ou chroniques que l'opinion publique a été sensibilisée à la nécessité de conserver la qualité des milieux littoraux, que ce soit pour garantir la salubrité des produits de la mer, ou celle des activités d'agrément. Parallèlement, la problématique scientifique a évolué, passant de l'identification des sources de pollution à la description qualitative des processus, pour s'intéresser maintenant à leur quantification et à leur modélisation. Le retard des connaissances résulte du caractère relativement récent de l'émergence des problèmes dans le domaine maritime, du moins dans leur généralité et dans leur diversité actuelles et, plus encore, de la complexité des phénomènes en jeu, qu'il s'agisse des processus écologiques ou des manifestations épidémiologiques. Il se traduit par des incertitudes de nature et d'importance variables selon les cas, mais qui, même si ce ne sont pas les seules, contrecarrent et retardent l'action.

A la faiblesse initiale des connaissances correspond un aménagement essentiellement réactif et empirique. Ainsi, les phénomènes d'eaux colorées sont-ils traités par la mise en oeuvre d'un réseau de surveillance et l'interdiction de commercialisation des produits en provenance des secteurs contaminés. Si ces mesures satisfont les exigences de la consommation (protection de la santé publique), elles ne satisfont pas celles de la conchyliculture. De même, des solutions aux antagonismes des activités ont été recherchées dans une stratégie de ségrégation spatiale qui ne peut valoriser pleinement les potentialités des différents secteurs géographiques. Compte tenu des risques encourus, les carences dans le savoir amènent à prendre des marges de sécurité supérieures, ou à fixer arbitrairement les normes d'émission ou de contamination admissibles. A l'inverse, avec l'expérience et les connaissances acquises sur la contamination des moules par les efflorescences de *Dinophysis*, les interdictions de commercialisation ont pu être mieux ajustées à la distribution spatio-temporelle des efflorescences, et raccourcis les délais dans les prises de décision, sans qu'il soit encore pour autant possible d'agir sur les causes (aménagement préventif et curatif). Ces phénomènes se produisant aussi dans des conditions naturelles, la cause anthropique de l'augmentation apparente (il n'existe pas de séries historiques d'observation) de leur fréquence d'apparition et la dynamique de succession des peuplements phytoplanctoniques restent à élucider. La situation concernant l'apparition des marées vertes s'analyse dans les mêmes termes : leur origine peut-elle être reliée aux activités agricoles ou aux pollutions d'origine domestique et urbaine ? Des réponses à ces interrogations dépend directement la capacité d'agir sur les sources d'émission, et de comparer les coûts sociaux des pollutions à celui de leur réduction. Ainsi, la

compréhension des effets des composés organostanniques sur la conchyliculture a permis d'ajuster exactement les mesures réglementaires aux causes d'anomalies.

Les retards dans les connaissances favorisent aussi la prise tardive de mesures insuffisantes, la nécessité d'interventions plus restrictives n'étant pas évidente face aux réticences des intérêts susceptibles d'être affectés par les décisions. Ces carences dans l'action se traduisent par des coûts ou des manques à gagner économiques et sociaux. Ainsi, la perte, pourtant de courte durée (5 ans), de production dans le bassin d'Arcachon consécutive à l'emploi de peintures antisalissures peut-elle être estimée à environ 400 millions de francs 1988 ; l'avenir d'une activité économique, qui supporte 1 600 entreprises, fût un moment menacé, certains décideurs ayant déjà, sans attendre le résultat des études, fait leur choix face à l'antagonisme apparent entre la conchyliculture et la navigation de plaisance.

Avec le progrès dans l'appréciation des phénomènes et de leur acuité, de nouveaux axes de recherche mettant en jeu de nouvelles disciplines scientifiques sont apparus. Ils portent principalement sur les effets des polluants sur les organismes et les populations (toxicologie), les maladies des espèces sauvages en relation avec la qualité du milieu (pathologie), l'écologie des systèmes perturbés (dynamique d'apparition des eaux colorées, effets des pollutions sur la productivité des ressources), les effets sur l'homme (épidémiologie) et l'économie de l'environnement (analyses économiques et modes de régulation des usages).

5.2. Toxicologie et écologie des populations et des écosystèmes perturbés

Plusieurs définitions de l'écotoxicologie ont été proposées. Certains tendent à distinguer la toxicologie, étude des effets des polluants sur l'individu, et l'écotoxicologie, étude des effets sur les populations et les écosystèmes. De fait, la compréhension de l'action des polluants nécessite la connaissance des effets au niveau de l'organisme chez les espèces sensibles, et celle des modifications entraînées dans la dynamique des populations et le fonctionnement des écosystèmes, par les altérations du milieu environnant.

Jusqu'à présent, les recherches ont surtout porté sur les effets létaux sur les individus et l'observation descriptive d'effondrements brutaux de populations. Beaucoup moins courants sont les travaux quantitatifs portant sur la réduction de la reproduction, donc du recrutement, et de la production des populations naturelles, qu'elles soient ou non exploitées, ou cultivées. Ceci s'explique par la complexité des phénomènes en jeu et la diversité des compétences à rassembler pour leur élucidation (pratiquement tout le

spectre des disciplines qui se consacrent à l'étude des écosystèmes exploités). Il est pourtant vraisemblable que ces effets insidieux soient courants et que, localement, leur incidence économique sur les pêches et les cultures marines puisse être significative. Dans la mesure où ils sont moins aigus que celui qui a frappé l'ostréiculture dans le bassin d'Arcachon, les déclin peuvent passer inaperçus ou être imputés à tort à d'autres causes, climatiques ou halieutiques.

Les connaissances nécessaires sont acquises, au laboratoire à partir de tests pratiqués sur des individus ou de petits échantillons de populations et par des observations sur le terrain. La transposition des résultats de laboratoire aux systèmes naturels ne peut pas être directe : ils doivent être intégrés en tenant compte des lois de la dynamique des populations et du fonctionnement des communautés. Pour aborder ces complexités, les recherches se développent selon quatre axes de complexité croissante :

- la modélisation mathématique des relations existant entre les propriétés physiques d'une substance et sa toxicité mesurée en laboratoire, en vue de déterminer par le calcul la nocivité de molécules appartenant à la même famille chimique ;
- celle des effets synergiques ou antagonistes sur des systèmes biologiques en présence simultanée de plusieurs substances toxiques ;
- l'expérimentation à grande échelle sur des écosystèmes reconstitués ;
- l'observation des phénomènes écologiques *in situ* et leur modélisation.

Le développement de modèles du type QSAR ("Quantitative Structure Activity Relationship") a, tout d'abord, eu pour objet de prévoir la (ou les) molécule(s) douée(s) de propriétés biocides ou pharmacodynamiques parmi les substances d'un même groupe. Appliqués à des données écotoxicologiques, ces modèles indiquent les effets biologiques de molécules connaissant certains de leurs paramètres. Ainsi, Vighi et Calamari (1985) ont montré que la toxicité aiguë sur *Daphnia magna* des organoétains appartenant aux trois séries, $R \text{ SnX}_3$, $R_2 \text{ SnX}_2$ et $R_3 \text{ SnX}$, pouvait être reliée à trois paramètres indicateurs du caractère lipophile ($\log K_{ow}$), ionique (pK_a) et d'encombrement stérique des molécules de chaque organoétain. De même, le volume moléculaire permet d'estimer la toxicité de substances aussi diverses que des organochlorés aliphatiques, des phénols et des solvants aromatiques (McGowan and Mellors 1986).

L'utilisation de plans expérimentaux multifactoriels fait apparaître des phénomènes d'antagonisme ou de synergie entre polluants testés, à des concentrations comparables à celles habituellement rencontrées dans l'environnement. A titre

d'exemple, on citera les travaux de Mac Innes (1981), qui permettent de prévoir le taux de mortalité des larves d'huître en fonction des concentrations en cuivre, zinc et mercure, et ceux de Vasseur (1988), qui montrent l'effet synergique du cuivre sur la toxicité de deux pesticides, le zinèbe et le carbaryl (fig. 12.3).

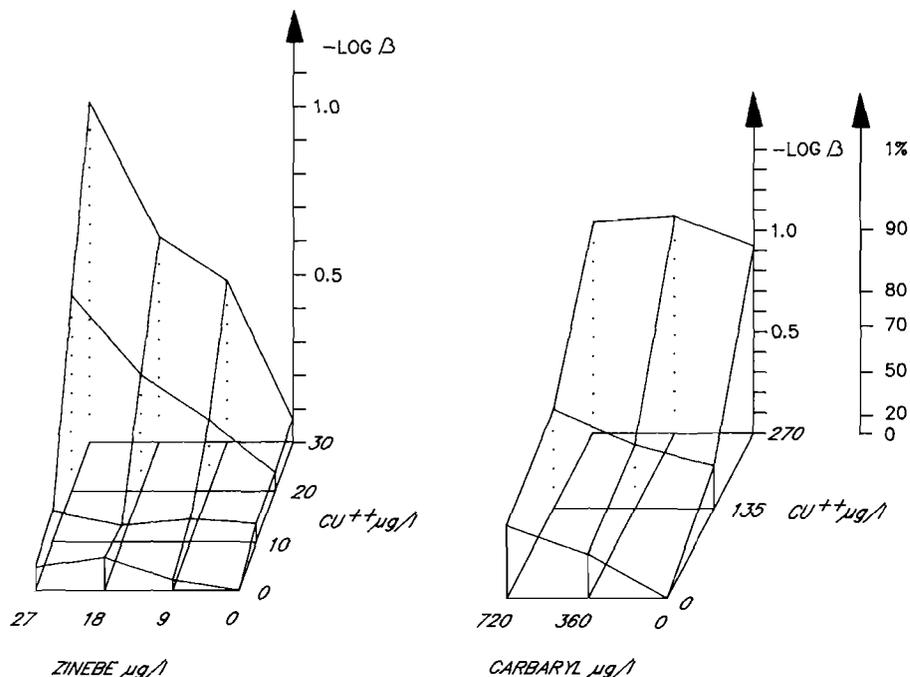


Fig. 12.3 - Inhibition de la luminescence bactérienne (exprimée par $-\log \beta$), obtenue avec des mélanges de cuivre et de carbamate (d'après Vasseur *et al.* 1988).

L'expérimentation sur des écosystèmes reconstitués intègre les aspects liés au comportement des polluants et les effets sur la chaîne trophique. Le "Marine Ecosystem Research Laboratory" (MERL), réalisé par l'Université de Rhode Island (E.U.), est un microcosme artificiel reconstitué dans une tour cylindrique de 5,5 m de haut et de 1,8 m de diamètre, contenant 1,1 tonne de sédiment humide et 13 m³ d'eau de mer, dont le fonctionnement est synchronisé avec l'écosystème de la baie voisine. Cet équipement permet de simuler le comportement de déversements de substances toxiques (Frithsen 1981). La généralisation de tels équipements est limitée par le coût élevé de leur fonctionnement et leur maintenance délicate.

Dans certains cas, des solutions alternatives permettent de coupler expérimentation *in vitro* et observations *in situ*. Ainsi, Alzieu *et al.* (1982) ont mis en évidence les effets du tributylétain sur les mécanismes de calcification des huîtres : des

malformations comparables se développaient simultanément dans des bacs expérimentaux contaminés par du TBT et dans le milieu naturel à proximité de ports de plaisance ; la calcification était normale dans les bacs témoins, comme elle le devenait à mesure que l'on s'éloignait, en mer, des sources de contamination. Parallèlement, étaient étudiés, au laboratoire, les effets du même contaminant sur la survie des larves d'huître et de leurs proies, élevées dans des eaux prélevées dans le bassin et dans des eaux non contaminées (His et Robert 1985, His Maurer et Robert 1986).

5.3. Les études épidémiologiques

L'épidémiologie étudie les causes d'apparition et de propagation des affectations morbides qui frappent une population d'individus. En termes d'usage des milieux littoraux, l'étude des relations qualité des eaux-épidémiologie va surtout concerner la consommation des denrées d'origine marine et les baignades.

La disponibilité de données épidémiologiques fiables présente un grand intérêt, car celles-ci permettent d'évaluer les conséquences sur les populations des contaminations (gravité des intoxications, taux d'affectation - en distinguant éventuellement des groupes plus vulnérables, temps de réponse), informations indispensables pour définir les stratégies d'aménagement préventif (appréciation des seuils pertinents pour les OQE), comme pour affiner les règles de décision en situations de contamination (aménagement réactif).

L'expérience montre, que pour des conséquences comparables, l'opinion publique et les instances administratives sont plus sensibles aux risques pour la santé publique (intoxications diarrhéiques dues aux efflorescences de *Dinophysis*, par exemple), d'une part, et aux altérations brutales de l'environnement (comme les catastrophes pétrolières), d'autre part, qu'aux phénomènes de dégradation insidieuse par accumulation successive, comme celles qui peuvent affecter des activités économiques (baisse éventuelle des performances de la conchyliculture face aux rejets agricoles et urbains par exemple). La reconnaissance d'un risque potentiel, l'évaluation précoce de ses implications et la prise éventuelle de mesures préventives qu'il justifie sont infiniment moins courantes. Ainsi, l'empoisonnement par des poissons contaminés par le mercure à Minamata (Japon), ou l'épidémie de choléra par la consommation de moules à Naples (Italie) en 1973, ont beaucoup contribué à la prise de conscience du risque sanitaire, à l'élaboration des réglementations préventives et au renforcement des recherches. En revanche, la quasi-disparition, à l'heure actuelle, en Europe, des grandes épidémies d'origine bactérienne comme la fièvre typhoïde, le choléra, les dysenteries, ... s'est accompagnée d'une démobilisation de l'opinion par rapport aux risques associés à

la consommation des produits de la mer (coquillages principalement) et à la présence de germes dans les milieux littoraux.

Aujourd'hui, peu de réseaux en place dans les pays développés portent une attention spécifique à la collecte des informations nécessaires à l'évaluation du risque "consommateur" lié à la contamination des eaux littorales. Ainsi, s'agissant d'un pays comme la France où la consommation des coquillages à l'état cru est importante et constitue un facteur majeur de valorisation des produits, les informations disponibles témoignent de l'existence de liens entre cette consommation et l'occurrence de gastro-entérites, dysenteries, entéroviroses, hépatites, ..., mais ne permettent pas d'en préciser les relations.

Une telle situation n'est pas bonne, car elle laisse planer des doutes sur :

- la maîtrise effective du risque sanitaire encouru par les populations, sinon sur le niveau de risque ; on rappellera ici que la question de la signification exacte des germes "test" de la contamination fécale vis-à-vis des entéroviroses et de l'hépatite A demeure sans réponse ;
- le rapport coût/efficacité des réseaux de contrôle en place ;
- la pertinence de certaines contraintes réglementaires imposées aux aquaculteurs et leurs implications économiques.

La collecte de données épidémiologiques significatives ne peut se faire sans l'organisation de réseaux d'observations (Ministère de la Santé, corps médical, ...). Elle dépend donc directement de la perception du risque (produit de leur probabilité d'apparition par leur gravité) pour la santé publique (maladies à déclaration obligatoire). Ces contraintes expliquent la difficulté à mobiliser les réseaux existants pour des risques de gravité "secondaire", comme celui associé aux intoxications du type DSP liées aux efflorescences de *Dinophysis* à morbidité faible ou nulle, même si demeure toujours le risque d'intoxication de type paralytique (PSP), moins probable mais aux conséquences plus sérieuses. Par ailleurs, l'efficacité des réseaux et la fiabilité des données dépendent de la sélectivité des caractères symptomatologiques disponibles (caractères discriminants). A cet égard, la méconnaissance des effets à long terme de certains polluants réduit actuellement les performances à attendre d'observations systématiques, sans que cette carence opérationnelle ne réduise pour autant l'acuité du problème.

5.4. Les analyses économiques

Les usages des écosystèmes littoraux présentent tous les traits associés à l'exploitation des ressources naturelles renouvelables : capacités d'acceptation naturellement limitées, fluidité de la ressource se traduisant par une plus ou moins grande indivisibilité des usages et un faible degré d'exclusion, difficulté de régulation des taux internes d'utilisation se traduisant par des surexploitations écologiques, biologiques et économiques, multiplicité et antagonisme des usages. Comme pour les autres écosystèmes marins et terrestres, la protection de la qualité des écosystèmes littoraux passe par la régulation et l'harmonisation de leurs différentes utilisations : pêches et cultures marines ; usages récréatifs ; activités industrielles, agricoles, urbaines, à l'origine des pollutions ; valeur esthétique des espaces. Mais, ici comme ailleurs, le processus d'optimisation est lent et les objectifs d'aménagement mal cernés. Les difficultés techniques que posent l'allocation de la ressource et les implications politiques des options de régulation de l'accès expliquent, en partie, le retard pris dans l'évaluation des bénéfices et des coûts économiques et sociaux correspondants aux différents taux d'utilisation des propriétés des écosystèmes littoraux : certains partenaires peuvent appréhender que de telles analyses ne conduisent à une modification, en leur défaveur, des équilibres ou des procédures de partage de l'utilisation de l'environnement.

Ce ne sont pas les seules raisons. La complexité des phénomènes écologiques fait que, pour un bon nombre de problèmes posés, la réponse de la ressource naturelle aux variations du taux et des modalités de son utilisation est encore difficilement modélisable, au moins de manière détaillée et de façon courante. Or, de tels modèles constituent souvent la base de départ d'analyses économiques approfondies. C'est le cas, par exemple, de la modélisation des implications pour l'agriculture, la conchyliculture, les collectivités urbaines, les activités récréatives, de diverses politiques de conservation de la qualité des eaux continentales et des milieux conchylicoles. Pourtant, de tels travaux fourniraient des critères quantitatifs, pertinents et objectifs, d'arbitrage. Même si, pour les raisons techniques et politiques évoquées ci-dessus, le recours systématique à de telles analyses ne peut être envisagé, la réalisation d'études-pilote permettrait au progrès dans l'appréciation des opportunités et des équilibres à rechercher, des stratégies et des techniques d'aménagement à préconiser, et de l'intérêt potentiel des différentes connaissances à acquérir.

Enfin, les usages des écosystèmes exploités posant des problèmes similaires, au niveau des dispositions institutionnelles et des mécanismes d'allocation des ressources et de résolution des conflits d'intérêts, la comparaison des solutions adoptées pour d'autres modes d'utilisation, compte tenu des contraintes imposées par les propriétés naturelles des écosystèmes et des caractéristiques techniques d'exploitation, ferait

avancer la compréhension des dispositions économiques, légales et institutionnelles à favoriser.

6. Conclusion

Les écosystèmes littoraux font l'objet d'altérations occasionnées par diverses activités humaines, industrielles, agricoles, domestiques, ... Les zones côtières sont aussi les plus riches et contribuent au recrutement de nombreux stocks hauturiers de grande importance économique. Plus qu'en haute mer, c'est dans les zones côtières que les conflits d'usages et la conservation des propriétés esthétiques des espaces naturels se manifestent avec le plus d'acuité. Alors que les ressources vivantes et les conflits d'intérêts sont concentrés dans les zones côtières, les recherches océanographiques et halieutiques se sont jusqu'ici davantage intéressées aux problèmes hauturiers. Plusieurs facteurs ont joué dans l'adoption, assez générale dans les pays industrialisés, d'une telle politique de recherche : plus grande simplicité des phénomènes océaniques qui facilite le progrès des connaissances, attraction pour les équipements lourds et le développement technologique que leur étude requiert, possibilités d'expansion géographique de la grande pêche. Néanmoins, elle se traduit, dans divers pays, par des déficits dans les effectifs de certaines disciplines affectées à l'étude des écosystèmes littoraux.

De tous les usages dont les milieux côtiers sont l'objet, les pêches et les cultures marines sont les plus exigeantes en matière de qualité du milieu : celle-ci doit satisfaire aux conditions de reproduction et de production des populations exploitées comme à celles de salubrité microbiologique et chimique des produits destinés à la consommation humaine. En regard de ces exigences, les besoins des usages récréatifs, tels que la baignade, sont moins contraignants et se trouvent *de facto* satisfaits, y compris sur le plan microbiologique, dès lors que les normes requises par la conchyliculture sont respectées. Ainsi, un bon état des cultures marines apparaît comme le gage d'une conservation de milieux littoraux de bonne qualité.

Les environnements littoraux fournissent un autre exemple de ressources communes. Leur indivisibilité découle de leur caractère fluide, qui se manifeste à l'échelle des flux de polluants véhiculés à travers les bassins versants, la circulation atmosphérique et les courants côtiers. Si de nombreux problèmes, comme la conservation des bassins conchylicoles, se posent à l'échelon local, d'autres ont une dimension régionale, nationale ou internationale : maîtrise des déversements dans les fleuves continentaux, conservation des mers bordières, transport atmosphérique des

émissions. La multiplicité des usages accroît encore leur indivisibilité et l'extension géographique des questions d'aménagement.

La complexité du fonctionnement des écosystèmes et la multiplicité des usages et des altérations antagonistes dont ils sont l'objet expliquent que les problèmes posés par leur compréhension et leur résolution soient difficiles. Le progrès des connaissances repose sur l'ensemble des disciplines, finalisées et fondamentales, qui interviennent dans l'étude des ressources renouvelables marines : sédimentologie, hydrodynamique, dynamique des populations, écologie marine (Troader et Alzieu 1986). L'usage simultané, parfois antagoniste, de ces écosystèmes par la pêche, l'aquaculture, les activités de loisir, ainsi que pour la capacité d'acceptation des résidus des activités humaines, rend insuffisante l'approche séparée de leur étude et de leur aménagement dans les limites de chaque mode d'utilisation. La finalité de l'optimisation de chaque usage et de l'harmonisation des utilisations concurrentes impose que l'on soit en mesure de séparer les variations liées à chacune, ainsi que les fluctuations naturelles d'origine climatique. Ainsi, pour plusieurs stocks, l'halieutique ne peut se contenter d'expliquer par les seules modifications du taux et du régime de pêche, les changements dans l'abondance et la production des stocks. La conchyliculture doit évaluer la capacité trophique des bassins et sa modification éventuelle par certaines activités humaines (utilisation de l'eau, rejets de nutriments ou de polluants ; chapitre 7). A l'inverse, la dynamique des populations peut contribuer à mieux apprécier l'effet des rejets sur l'état des populations et des écosystèmes marins.

L'intensification et la diversification des usages des écosystèmes côtiers se traduisent également par un degré de complexité supérieur à celui que connaissait l'analyse séparée des problèmes par mode d'utilisation des ressources. Ce constat conduit à considérer une évolution dans l'organisation des recherches finalisées qui distinguerait des programmes amont, conduits par discipline et visant au progrès des connaissances et des méthodes, et des applications pluridisciplinaires en réponse à des problèmes concrets se posant dans des secteurs géographiques particuliers : dynamique d'apparition des eaux colorées, conservation de la qualité des bassins conchylicoles menacée par les rejets d'origine agricole et urbaine, appréciation des effets à long terme des polluants, ... On peut attendre d'une telle stratégie, une plus grande efficacité dans le développement des outils d'analyse, la compréhension des mécanismes, l'évaluation de situations réelles et l'élaboration de propositions d'action concrètes. Parmi les recherches disciplinaires, un gros effort reste à faire pour l'amélioration des connaissances en matière de toxicologie, d'écotoxicologie et d'épidémiologie. Les besoins les plus urgents concernent l'appréciation des effets à long terme des polluants sur les écosystèmes littoraux.

La surveillance constitue une opération de longue haleine, nécessaire à la validation des mesures réglementaires. Le recours aux techniques statistiques pour

analyser des séries historiques de données permet de déceler des tendances dans la contamination des milieux et des organismes vivants.

Généralement, les réglementations sur la qualité des eaux sont le résultat de compromis entre l'importance du coût des pollutions pour la société - y compris du fait de la perte de valeur esthétique de certains patrimoines naturels - l'incertitude sur la signification des critères de qualité, la faisabilité des techniques d'élimination des déchets et la prise en charge par les entreprises - avec l'adoption de techniques plus propres - du coût social des pollutions dont elles sont à l'origine, mais qui étaient jusque là répercutées sur d'autres composantes de la société. Souvent, les réglementations intègrent avec retard les acquis scientifiques sur l'acuité des altérations comme sur le comportement et les effets des polluants. C'est parfois le cas du fait des délais de communication, lorsque l'émergence de nouveaux problèmes est d'abord décelée par la recherche.

Jusqu'ici, les initiatives réglementaires internationales ont privilégié deux axes d'action : la préservation des usages (baignade, conchyliculture) et la réduction des émissions (immersions, rejets par les fleuves et les émissaires). Les Directives du Conseil des Communautés Européennes (76-160 et 79-923) relèvent de la première orientation et les Conventions régionales relatives aux immersions (Convention de Paris, Protocole de Barcelone) de la seconde. En application depuis plus d'une décennie, ces dispositions ont abouti à une réduction sensible des apports. Toutefois, les résultats des programmes internationaux de surveillance montrent que, dans certaines zones, les objectifs fixés pour la réduction des polluants rémanents n'ont pas été atteints. Une réévaluation des situations serait opportune.

REMERCIEMENTS

Nous sommes heureux de remercier ici Jean-Paul Troadec pour la contribution sur les aspects relatifs à l'aménagement dont il nous a fait bénéficier lors de la rédaction finale de ce chapitre, ainsi que Marc Bonnet et Jean-Louis Mauvais qui nous ont fait profiter de leur expérience en commentant le manuscrit.

REFERENCES

- AFNOR, 1984 - 'Recueil des normes françaises : essais toxicologiques et écotoxicologiques des produits chimiques'. Paris.
- Alzieu, C., Y. Thibaud, M. Héral et B. Boutier, 1980 - 'Evaluation des risques dûs à l'emploi des peintures antisalissures dans les zones conchylicoles'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **44**, 4: 305-348.
- Alzieu, C., M. Héral, Y. Thibaud, M.-J. Dardignac et M. Feuillet, 1982 - 'Influence des peintures antisalissures à base d'organostannique sur la calcification de la coquille de l'huître *C. gigas*'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **45**: 100-116.
- Anon., 1985 - 'Préétude des bassins versants ayant le Mor Bras comme exutoire'. Cahiers du Mor Bras, 6 ; fév. 1985. Commission Baie de Vilaine, Vannes (France) : 125 p. + ann.
- Bucke, D., 1987 - 'Pathology of fish disease in the North Sea'. International Conference on Environmental Protection of the North Sea, London, 23-27 April 1987, paper 17.
- Chaussepied, M., 1986 - 'Les causes de pollution : importance, sources et flux'. *Oceanis*, **12**, 6: 389-401.
- Cossa, D., 1987 - 'Le cadmium et le mercure en milieu côtier'. Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. P. et M. Curie, Paris VI : 374 p.
- Desaunay, Y., 1981 - 'Evolution des stocks de poissons plats dans la zone contaminée par l'Amoco-Cadiz'. Amoco-Cadiz : conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures. CNEXO, *Actes de Colloques*, Brest (France) : 727-735.
- Dethlefsen, V., 1978 - 'Occurrence and abundance of some skeletal deformities, diseases and parasites of major fish species in the dumping areas off the German coast'. *Cons. int. Explor. Mer*, C.M./E:8.
- , -, 1987 - 'Assessment of data on fish species diseases'. International Conference on Environmental Protection of the North Sea, London 23-27 April 1987.
- Frithsen, J.B., 1981 - 'The bioconcentration of metal by benthic organisms in marine microcosm'. *Cons. int. Explor. Mer*, C.M./E :38.
- GESAMP, 1986 - 'Environmental Capacity. An Approach to Marine Pollution Prevention'. IMO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects on Marine Pollution. GESAMP, *Rep. Stud.* 30: 43p.
- His, E. et R. Robert, 1986 - 'Développement des véligères de *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon. Etudes sur les mortalités larvaires'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **47**, 1 et 2: 63-88.
- His, E., D. Maurer et R. Robert, 1986 - 'Observations complémentaires sur les causes possibles des anomalies de la reproduction de *Crassostrea gigas* (Thunberg) dans le bassin d'Arcachon'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **48**, 1 et 2: 45-54.

- Jickells, T.D., 1988 - 'A review of the current state of knowledge concerning the input of contaminants from the atmosphere to the sea'. In Report of the ICES Advisory Committee on Marine Pollution, 1987. *Cons. int. Explor. Mer, Coop. Res. Rep.*, 150:
- Kullenberg, G., (ed.), 1986 - 'Contaminant fluxes through the coastal zone'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 186, 485 p.
- Lassus, P., 1989 - 'Plancton toxique et plancton d'eaux rouges sur les côtes européennes'. IFREMER (à paraître).
- Le Déan, L. et J. Devineau, 1987 - 'In search of standardization : a comparison of toxicity bioassays on two marine crustaceans (*Palaemon serratus* and *Tigriopus brevicornis*)'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **49**, 3 et 4: 187-198.
- Mac Gowan, J.C. and A. Mellors, 1986 - 'Molecular volumes and the toxicities of chemicals to fish'. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **36**: 881-887.
- Mac Innes, J.R., 1981 - 'Response of embryos of the American oyster, *C. virginica*, to heavy metal mixtures'. *Mar. Environ. Res.*, **4**: 217-227.
- Malins, D.C., B.B. Mac Cain, D.W. Brown, S.L. Chan, M.S. Myers, J.T. Landahl, P.G. Prohaska, A.J. Friedman, L.D. Rhodes, D.G. Burrows, W.D. Gronlund and H.O. Hodgins, 1984 - 'Chemical Pollutants in Sediments and Diseases of Bottom-dwelling Fish in Pudget Sound, Washington'. *Environ. Sci. Technol.*, **18/3**: 705-713.
- Marchand, M., 1987 - 'Séminaire sur l'évaluation du risque de pollution accidentelle lié au transport maritime de substances dangereuses'. Brest (France), 25-27 mars 1987. CEDRE, Brest, Recueil de conférences.
- Martoja, M. et R. Martoja, 1984 - 'La bioaccumulation des métaux processus physiologique normal et conséquence de la pollution'. *Le Courier du CNRS*, **54**: 32-37.
- Meyers, T.R. and J.D. Hendricks, 1982 - 'A Summary of Tissue Lesions in Aquatic Animals Induced by Controlled Exposures to Environmental Contaminants, Chemotherapeutic Agents and Potential Carcinogens'. *Mar. Fish. Rev.*, **44**, 12: 1-17.
- Miossec, L. et G. Bocquéné, 1986 - 'Toxicité aiguë et effets subléthaux après une courte exposition de différents nonyphénols polyéthoxylés sur la civelle'. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **48**, 1 et 2: 77-84.
- Moller, H., 1979 - 'Geographical distribution of fish diseases in the NE Atlantic'. *Meeresforschung*, **27**: 217-235.
- OCDE, 1981 - 'Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques'. OCDE, Paris (France).
- Plusquellec, A., M. Beucher et Y. Le Gall, 1986 - 'Bivalves indicateurs de pollution microbienne des eaux littorales'. Deuxième Colloque international de bactériologie marine, Brest (France), 1-5 octobre 1984. IFREMER, *Actes de Colloques*, **3**: 541-548.
- Troadec, J.-P. et C. Alzieu, 1986 - 'L'aménagement des zones côtières : problèmes et perspectives'. In Kullenberg, G. (ed.) - 'Contaminant fluxes through the coastal zones'. *Rapp. P.-v. Cons. int. Explor. Mer*, 186: 5-17.

- Vasseur, P., D. Dive, Z. Sokar and H. Bonnemain, 1988 - 'Interactions between copper and some carbamates used in phytosanitary treatments'. *Chemosphere*, **17**, 4: 767-782.
- Vighi, M. and D. Calamari, 1985 - 'QSARs for organotin compounds on *Daphnia magna*'. *Chemosphere*, **14**, 11/12: 1925-1932.

**ECONOMIE ET SOCIOLOGIE DES PECHES
ET DES CULTURES MARINES**



Photo 20. — Marché du poisson à Zamboango dans l'île de Mindanao (Philippines).
(Cliché O. Barbaroux – IFREMER).



Photo 21. — Criée informatisée du port de pêche de Sète (France).
(Cliché O. Barbaroux – IFREMER).

13 - LES MODELES BIOECONOMIQUES

John M. Gates

"Aucun pêcheur individuel en compétition n'a de prise sur la taille du stock en tant que valeur décisionnelle privée ; pourtant, elle entre, en tant que paramètre, dans la fonction de production de chaque pêcheur".

V.L. Smith, 1968. Economics of production from natural resources.

"La rente est cette portion du produit de la terre que l'on paie au propriétaire pour avoir le droit d'exploiter les facultés originelles et impérissables du sol."

D.Ricardo, 1817. Des principes de l'économie politique et de l'impôt.

1. Introduction

L'état biologique, économique et social des pêcheries dépend des équilibres entre les facteurs primaires de production - ressources, capital, travail - comme de facteurs exogènes au secteur de la pêche. L'analyse des relations entre ces facteurs et la

Originaire de Nouvelle Ecosse (Canada), John M. Gates fit ses études à l'Université McGill (Canada), puis aux universités du Connecticut et de Californie (Berkeley, E.U.), où il soutint sa thèse de Doctorat, en 1969. Il s'est consacré à l'économie de l'agriculture avant de rejoindre le Département d'économie des ressources de l'Université de Rhode Island (E.U.), où il est actuellement Professeur d'économie des ressources. Il a travaillé comme économiste des pêches au National Marine Fisheries Service (NOAA) des Etats-Unis ainsi qu'à l'IFREMER (France).

production éclairc les perspectives de progrès de la pêche, comme les conditions de leur réalisation. Comme exemples des questions susceptibles de bénéficier de telles analyses, on peut citer :

- les causes de la surpêche et du surinvestissement : nature et rôle de la rente halieutique, effets du régime d'accès et des dispositions institutionnelles relatives à l'allocation de la ressource, ...
- la comparaison des objectifs d'aménagement : création de richesse, emploi et rémunération, conservation de la ressource, ...
- l'analyse des interactions entre flottilles ou métiers exploitant concouramment les mêmes ressources, etc.

Ces analyses intéressent directement la profession comme les administrations chargées de l'aménagement des pêches et de la conservation des ressources naturelles. Elles leur permettent d'évaluer les enjeux, de comparer les objectifs et les coûts qui s'attachent à leur réalisation.

Ces analyses reposent sur l'emploi de modèles. Le dictionnaire Random House donne une vingtaine de définitions du terme "modèle". Pour le domaine qui nous intéresse, on peut considérer un modèle comme "un système de postulats, de données et d'inférences, présenté sous forme d'une description mathématique d'une entité ou d'une situation". Dans les modèles bioéconomiques, la plupart des postulats et des données sont de nature biologique et économique. Typiquement, les modèles sont des outils techniques ou méthodologiques auxquels on a recours pour déboucher sur des conclusions ou pour déceler des "vérités", dont la validité est plus ou moins indépendante de la véracité des détails utilisés pour leur développement. Nous reviendrons sur ce point en abordant la signification de la validation des modèles. En général, les modèles sont exprimés sous la forme d'expressions mathématiques. Le document qui les accompagne comporte inévitablement des relations verbales et graphiques basées sur des théories scientifiques sous-jacentes. Le modèle incorpore ces relations par des formules algébriques. Sauf pour les modèles les plus simples, les implications de ces relations ne sont pas intuitivement évidentes : le modèle est utilisé pour vérifier et/ou pour intégrer les théories ou relations sur lesquelles il se fonde.

Depuis une trentaine d'années, l'utilisation des modèles a proliféré dans pratiquement toutes les disciplines, y compris en science halieutique. Bien qu'ils deviennent chaque jour de plus en plus puissants et spécifiques, l'essentiel de leur base conceptuelle a été élaboré par quelques précurseurs comme Warming (1911), Baranov (1918), Pearl (1925), Graham (1935), Gordon (1954), Schaefer (1954), Beverton et Holt (1957) et Richer (1958). Toutefois, le fossé qui subsiste entre les progrès techniques de

la modélisation et l'usage des enseignements qu'elle fournit, notamment pour l'élaboration de politiques publiques d'aménagement, reste mortifiant.

Ce chapitre débute par une présentation brève, et nécessairement simplifiée, de quelques problèmes majeurs qui se posent en économie des pêches. Cette introduction s'adresse aux lecteurs peu familiers des aspects économiques de la conservation des ressources renouvelables. Les impératifs de concision interdisent de fournir toutes les démonstrations pertinentes : le lecteur qui souhaiterait en connaître davantage pourra se reporter aux ouvrages plus détaillés dont les références sont données à la fin de ce chapitre. Ce dernier examine ensuite les principales propriétés des modèles utilisés en économie des pêches. Il se termine par une discussion sur la question toujours controversée de la validation des modèles.

En aucun cas, ce chapitre ne prétend faire preuve d'originalité. Il se borne à une description littéraire des outils disponibles. Pour une description plus technique, le lecteur intéressé pourra se reporter à Clark (1976, 1985) ou à Meuriot (1987).

2. Exemples de problèmes économiques dans la pêche

Les modèles bioéconomiques ont été élaborés pour comprendre l'impact de politiques publiques sur les pêcheurs et les consommateurs des produits de la pêche. Parmi les variables considérées figurent la disponibilité du poisson, les coûts, les prix et des indicateurs du bien-être économique. Avant d'examiner les différents modèles disponibles, il est utile de rappeler brièvement quels enseignements apporte leur application. Dans la démarche, le recours aux modèles présente beaucoup d'analogies avec l'usage des paraboles et des allégories auxquels les conteurs font volontiers appel pour faire passer un message.

2.1. Effets de la liberté d'accès

Le "problème économique de la pêche" a pour origine la capacité de régénération limitée (chapitres 2 et 7) et le caractère fugitif des stocks halieutiques. Sont dites fugitives, les ressources qui n'appartiennent à personne et dont la possession est différée jusqu'à leur capture, et limitée à celle-ci. Ce n'est pas le cas de beaucoup de biens et de services, dont l'échange est réglé par des ensembles complexes de droits, de

contrats, etc. Ces dispositions contribuent à l'utilisation efficace des ressources, y compris à leur conservation. Ainsi, un fermier ne peut raisonnablement stocker les graines dont il aura besoin pour ensemer ses champs l'année suivante, que si des droits de propriété protègent ses semences de la convoitise de ses voisins, comme du vol. Dans une pêcherie ouverte à tous, chaque pêcheur pourrait choisir délibérément de pêcher moins de poisson que sa capacité de capture ne le lui permet, dans le but d'accroître ses prises les années suivantes. Mais il serait stupide de le faire à moins qu'un accord collectif ne lie tous les pêcheurs exploitant le même stock à faire de même et leur fournisse la garantie que des intrus ne viendront pas ponctionner les bénéfices qu'ils peuvent escompter de leur coopération. D'une certaine façon, l'économie de l'aménagement des pêches analyse les gains que l'on peut attendre de l'adoption et de la mise en oeuvre d'accords collectifs de ce genre. A défaut, les modèles bioéconomiques décrivent, et parfois chiffrent, le manque à gagner pour la collectivité, qui résulte de l'incapacité d'aboutir à de tels accords, c'est-à-dire de la perpétuation du régime de libre accès.

2.2. La rente économique

Par économie d'expression, on a coutume de mesurer cette perte par la "rente économique" dissipée. Une raison du choix de cette mesure réside dans le fait que le manque à gagner concerne directement les pêcheurs. Il est dommage pour l'économie que des termes comme ceux de "profit" et de "rente" aient un sens similaire dans les conversations courantes. Pour les économistes, ils n'ont pas le même sens que pour l'homme de la rue. Inévitablement, des méprises en résultent. Pour éviter toute confusion avec un terme non technique, l'emploi de l'expression "surplus des producteurs" serait préférable à celle de "rente économique". Le "surplus des producteurs" mesure l'excédent de gains pour les équipages, les capitaines et les armateurs, par rapport à ce qu'ils pourraient gagner ailleurs que dans la pêcherie où ils opèrent (coût d'opportunité). Cette mesure diffère de leurs gains pécuniers courants. Prenons l'exemple hypothétique d'un marin qui gagne n francs par an. Supposons que, dans son port d'attache et dans tous les secteurs autres que la pêche, le salaire moyen soit de $0,75 n$ francs. Le surplus du producteur de ce pêcheur est, dans ces conditions, de $0,25 n$ francs. Avec un système de rémunérations à la part, courant dans la pêche, le pêcheur peut également bénéficier d'un excédent analogue au titre de sa participation au capital ; les investisseurs et les gérants d'armements peuvent de la même façon bénéficier de revenus supérieurs (parts et primes attribuées aux capitaines), différents de ce qu'ils pourraient gagner dans les autres secteurs économiques. Lorsque l'accès à une pêcherie est libre, le nombre de pêcheurs et les capacités de capture auront tendance à croître au point d'entraîner une baisse excessive des prises par unité d'effort, une augmentation du prix unitaire du poisson et la dissipation totale du surplus des producteurs. Le résultat sera que le gain de notre homme d'équipage tendra vers $0,75 n$ francs, au lieu de n francs, par an.

La description de ce scénario n'implique pas de jugement normatif, en vertu duquel les pêcheurs devraient éviter de dissiper le surplus des producteurs. La décision leur revient. Cependant, la médaille a son revers : la dissipation de cette plus-value prive d'autres secteurs de l'économie nationale de ressources rares. Pour la puissance publique, la dissipation dans la pêche du surplus des producteurs est également fâcheuse, car elle coûte indirectement aux consommateurs. Pour chaque pêcheur, comme celui de notre exemple, les consommateurs perdent potentiellement $0,25n$ de biens et de services supplémentaires qui pourraient être créés si l'accès à la pêche était régulé. Vue sous cet angle, la dissipation du surplus des producteurs a des implications normatives : les politiques publiques qui ne réduisent le pouvoir d'achat des consommateurs, ni directement, ni indirectement, devraient être préférées. Cependant, l'intervention de l'Etat ne se justifie, en termes économiques, que si le bénéfice réalisé dépasse le coût de l'aménagement et de l'application des mesures qui conditionnent la réalisation de la plus-value.

2.3. Implications sociales

On oppose fréquemment leurs conclusions à ce type d'analyse économique : selon ces modèles, un certain nombre de personnes "devrait" changer de mode de vie. C'est là une interprétation trop littérale. Dans la pratique, la situation courante d'une pêcherie importe moins que son état probable dans vingt ou trente ans, si les choses sont laissées en l'état. Vue sous cet angle, la perspective change : au lieu d'envisager des politiques perturbatrices sur le plan social, on considère alors des politiques susceptibles de réduire le risque de perturbations futures. S'il s'avère que les personnes concernées rencontrent des difficultés à quitter une occupation ou une région où les revenus sont bas, les ajustements devront être progressifs et pourront justifier des mesures d'accompagnement. Si le marin de notre exemple précédent ne pouvait trouver d'emploi ailleurs, cela signifie que son coût d'opportunité réel est nul. Toutefois, une telle éventualité ne peut servir de prétexte pour ne pas envisager les différentes alternatives possibles. Il n'est pas plausible que chaque pêcheur ait toujours un coût d'opportunité nul. Si l'on regarde l'avenir, est-il sage d'encourager une expansion basée sur une ressource déjà surexploitée ? Ne serait-il préférable de limiter la flottille à sa capacité actuelle et d'aider à la conversion géographique et professionnelle des personnes les plus mobiles ? N'y aurait-il pas lieu de promouvoir d'autres activités économiques dans la région ? Ce sont là des questions difficiles. On ne peut raisonnablement attendre des administrations chargées de la pêche qu'elles s'attaquent aux problèmes structurels du secteur d'activité dont elles sont responsables sans une politique d'appui. En revanche, ces administrations ont à sensibiliser les niveaux gouvernementaux concernés par ces questions.

Pour les familles de pêcheurs résidant dans des zones frappées de marasme économique, les perspectives d'emploi en dehors de la pêche sont souvent réduites. Mais des revenus modestes dans une région donnée ne signifient pas nécessairement que le surplus des producteurs soit dissipé. Le processus de dissipation de ce surplus, du fait de la liberté d'accès à la pêche, se produit dans les régions déshéritées aussi bien que dans celles où les revenus sont en moyenne plus élevés. L'existence de revenus inférieurs dans une région implique que le coût de la pêche y sera relativement moins élevé. Si les pêcheurs recevaient partout les mêmes salaires, cela signifierait que le surplus des producteurs revenant à un pêcheur dans une région à salaire moyen moindre dépasserait celui d'une région à salaires plus élevés, d'un montant égal à la différence de rémunération entre ces deux régions.

2.4. Taux d'actualisation

On a fait valoir qu'en période d'argent cher, on pouvait avoir intérêt à surexploiter temporairement des stocks nobles et qu'une stratégie d'exploitation cyclique reposant sur une succession de phases d'exploitation intensive et de reconstitution des stocks pouvait être économiquement intéressante. Une telle stratégie a pu heurter la conception qu'ont les biologistes des pêches, des conditions de la conservation des ressources renouvelables.

Il est toujours possible de construire un modèle mathématique dans lequel le choix des variables et de leurs relations conduise à la conclusion qu'un épuisement du stock puisse constituer une stratégie d'exploitation économiquement "optimale". Pour ceux à qui la démarche économique est suspecte, l'existence de modèles qui envisagent l'extinction d'un stock est déjà une "évidence" du caractère éthiquement indéfendable de la prise en compte du taux d'actualisation dans l'aménagement des écosystèmes naturels. A cet égard, il y a tout d'abord lieu de remarquer que les mathématiques sont le langage de tous les mondes possibles et que le fait d'imaginer un monde dans lequel un problème puisse exister n'implique pas que cette question se pose réellement : ce sont moins les traitements mathématiques qui valident les modèles, que la justesse des hypothèses et des relations à partir desquelles ils sont bâtis.

Plutôt que de refuser de prendre en compte les techniques d'actualisation, la bonne démarche consiste à inclure également dans les modèles des valeurs sociales, comme celles qui s'attachent à l'existence d'un patrimoine naturel. Si, par exemple, un modèle suggère que l'extinction des baleines puisse être économiquement "optimale", il y a lieu de revoir de façon critique ses hypothèses de départ et les limites de sa validité. Il y aura lieu de tenir compte de la valeur que la société attache à l'existence des

baleines. Cette valeur peut être évaluée. Les chasseurs de baleine ne peuvent réaliser cette valeur. Il est donc logique qu'ils l'ignorent. Mais les économistes résolvent ce problème, non pas en négligeant le taux d'actualisation, mais en prenant en compte explicitement la valeur que la société attache à l'existence de ces stocks.

Finalement, si le coût élevé de l'acier, du capital ou de la main-d'oeuvre rend la conservation "économiquement" inefficace, la société peut décider de passer outre le critère d'efficacité économique et opter pour un niveau de conservation supérieur. On ne doit pas pour autant nier l'utilité générale de l'appréciation de tout facteur de production et, notamment, du capital. Le taux d'actualisation est le prix qu'il faut payer pour amener les consommateurs à différer leur consommation aujourd'hui, pour jouir d'une consommation supérieure demain. Si, pour une raison quelconque, les critères de conservation paraissent inadéquats, on peut penser que le risque d'extinction se situe dans une surévaluation du prix de l'acier ou de la main d'oeuvre. On ne peut pour autant l'imputer au concept d'actualisation. Dans bien des cas, un taux élevé d'actualisation jouera en faveur de la conservation. On a montré, par exemple, que c'était par l'emploi de taux d'actualisation artificiellement bas que l'on avait pu tenter de justifier les conséquences écologiques néfastes de vastes projets de mise en valeur de nappes aquifères. Un bon usage des méthodes d'actualisation a de bonnes chances de contribuer à un accroissement, et non à une diminution, des richesses réelles futures.

La présentation, nécessairement succincte, de ces quelques exemples, s'appuie sur un vaste champ de la théorie économique. Cela la rend quelque peu ardue. Ceux qui côtoient les économistes savent que ces derniers débattent couramment de ces questions. On peut regretter que la science économique, et mes propres explications, ne soient pas plus simples.

La rigueur est une condition de l'élaboration de la théorie. Il pourra en être de même, occasionnellement, pour les explications. Mais, en général, les moyens disponibles pour l'analyse économique sont réduits. Ceci oblige à choisir, comme indicateurs pour l'étude des problèmes d'économie halieutique, ceux pour lesquels des données existent déjà. Parmi les indices que l'économiste peut utiliser figurent, par exemple, la baisse des prises par unité d'effort (p.u.e), l'augmentation du nombre et/ou du tonnage des bateaux dont les captures restent stables, l'évolution des comptes d'exploitation, le taux de retard dans le remboursement des emprunts, etc. Aucun de ces indices ne peut, seul, fournir une conclusion probante, mais ils peuvent prévenir de l'émergence possible de certains problèmes. Dans cette situation fréquente d'insuffisance d'information, les concepts les plus rigoureux, même s'ils ne peuvent pas toujours être appliqués, permettent de déceler les imperfections dans les indices que l'on est contraint d'utiliser.

3. Types de modèles

3.1. Démarche globale ou analytique

Les modèles bioéconomiques utilisés pour analyser les pêcheries peuvent être classés de différentes manières. Les biologistes des pêches et les mathématiciens, qui ont conçu les premiers outils dans ce domaine, distinguaient des modèles analytiques ou structuraux (parce qu'ils reposent sur l'analyse de la structure) et des modèles synthétiques ou globaux (chapitres 2 et 3). Chaque famille de modèles a ses caractéristiques, qui se révèlent bonnes ou mauvaises selon les questions auxquelles on s'adresse. Ces deux ensembles peuvent être encore subdivisés, mais cette première séparation suffit pour l'instant. Le modèle analytique le plus connu est sans doute celui de Beverton et Holt (1957). La représentation de la structure démographique des captures et du stock sur lequel il repose, nécessite que chaque recrutement annuel soit explicitement spécifié et que le devenir des cohortes successives soit suivi, année après année, pendant toute la durée de la phase exploitée (chapitre 2). Cette méthode correspond bien à la façon dont les biologistes conçoivent les stocks halieutiques.

A l'inverse, les modèles globaux (Schaefer 1954, Pella and Tomlinson 1969) font abstraction de la structure d'âge des populations exploitées. L'avantage de cette abstraction est un gain important en simplicité. Cette représentation du stock considère la classe d'âge comme un élément peu significatif et intègre implicitement la relation stock-recrutement dans la relation stock-production. On réduit ainsi considérablement le nombre de symboles ; le traitement mathématique en est facilité. Par contre, cette représentation ne tient pas compte d'une masse de données et d'informations recueillies par les biologistes halieutiques sur les espèces. Les informations sur la croissance, la mortalité, l'âge de première capture ou la fécondité, ne sont pas utilisées. Dans la pratique, le biologiste des pêches ne se désintéresse pas de cette information ; il l'utilise implicitement, *ex post*, lors de l'interprétation des résultats fournis par le modèle.

Les modèles globaux admettent que l'accroissement ou le déclin d'un stock dépendent uniquement de sa biomasse, du taux d'exploitation et d'évènements aléatoires. En particulier, l'évolution de sa biomasse en fonction du taux d'exploitation suit une trajectoire moyenne, que le stock soit principalement composé de jeunes recrues ou d'une cohorte de dix ans d'âge. Dans beaucoup de pêcheries qui doivent être aménagées, cette schématisation importe moins qu'il n'y paraît, car leur structure démographique varie assez peu. C'est le cas, en particulier, quand la mortalité par pêche décime rapidement les classes nouvellement recrutées : ainsi, dans la pêcherie de homard de Nouvelle-Angleterre (E.U.), chaque année, 90% environ des homards sont

capturés moins de six mois après avoir atteint la taille légale. Sous une prédation aussi forte, la structure démographique ne peut pas varier de façon appréciable. Néanmoins, si la mortalité due à la pêche change fortement, la variance des paramètres évalués par les modèles de production peut augmenter et conduire, dans certains cas, à des pronostics moins fiables que ceux que l'on obtiendrait avec des modèles structuraux.

3.2. Surexploitation par la croissance et par le recrutement

Les concepts à la base des modèles structuraux ont conduit à considérer une surexploitation "par le recrutement" et une surexploitation "par la croissance". Si le recrutement dépend de la taille du stock parental, une réduction excessive de celui-ci par la pêche pourrait réduire significativement l'effectif recruté chaque année ; le stock pourra alors décliner plus ou moins fortement. C'est ce scénario que l'on désigne sous le terme de "surexploitation par le recrutement". La "surexploitation par la croissance" repose sur un processus différent, lié au concept de production par recrue. Elle résulte d'une surpêche des cohortes, notamment au début de leur exploitation, entraînant une baisse de leur production sur l'ensemble de la phase exploitée et, donc, du stock dans son ensemble : lorsque la mortalité par pêche s'élève, la structure d'âge du stock exploité est comprimée vers la taille de première capture et la taille minimale légale. Cette surexploitation s'accompagne d'une forte réduction de la taille et du prix moyens du poisson (chapitre 2).

La "surexploitation par le recrutement" peut faire craindre un effondrement du stock. Ce risque concerne les économistes comme les biologistes. Fondamentalement, la "surexploitation par la croissance" pose un problème économique sur lequel nous reviendrons. On notera seulement ici que les modèles de production ne permettent pas d'établir clairement, dans les variations de p.u.e observées, la part imputable à la "surexploitation par la croissance" et celle intervenant "par le recrutement".

Ces phénomènes biologiques ont des répercussions directes sur l'économie de la pêche. Les modèles économiques courants (Clark 1985) partent fréquemment des modèles de production. Ce choix résulte, soit de leur simplicité et d'une préférence pour les solutions analytiques plutôt pour les simulations numériques, soit plus simplement parce que l'on ne dispose pas des estimations des paramètres démographiques indispensables à l'emploi des modèles structuraux.

Les représentations à l'aide des modèles globaux et structuraux conduisent à des conclusions économiques, en partie similaires, en partie différentes. Les similarités portent sur les conséquences de la limitation des capacités de capture. Pour une taille

donnée (c'est-à-dire déterminée) de la flottille, il est possible de projeter les captures, les coûts et les revenus à un "horizon planifié" de T d'années. Dans la plupart des cas, il suffit, en pratique, de planifier à un horizon de 20 à 30 ans. Les flux de trésorerie annuels nets doivent être actualisés et sommés. Le montant total est appelé somme actualisée des revenus anticipés ; cette formulation fait abstraction d'une éventuelle complication résultant de différences dans les conditions de départ. Si l'on veut être rigoureux, les résultats diffèrent selon la taille initiale de la flottille et du stock. Mais, en fait, ces différences ont peu d'incidence pratique, puisque l'on part toujours d'un même *statu quo*.

3.3. Démarche déterministe ou stochastique

Si le monde dans lequel nous vivons était déterministe, nos analyses s'arrêteraient ici. Mais nous vivons dans un univers incertain. Cette incertitude sera reflétée en construisant des modèles *stochastiques*. Pour cela, les calculs que nous avons présentés seront répétés - en général, une trentaine de fois - pour appréhender les implications des probabilités selon lesquelles certains phénomènes risquent de se produire. Chaque fois, on attribuera une valeur aléatoire à la source de bruit (recrutement, prix, ...) selon la distribution, connue ou supposée, de sa variance. Les valeurs actualisées des flux nets de trésorerie doivent être moyennées pour évaluer la création de richesse escomptée ou moyenne pour une flottille de la taille considérée. Ces termes de "flux nets de trésorerie" et de "richesse" cachent certaines subtilités de la comptabilité du revenu national. En particulier, les coûts utilisés devraient refléter le coût d'opportunité des intrants. Les salaires réels versés aux capitaines et aux équipages pourront dépasser leur coût d'opportunité et inclure une fraction du surplus des producteurs que nous souhaitons mesurer comme valeur résiduelle. Si l'on envisage de réduire la taille d'une flottille, le coût d'opportunité de la main d'oeuvre peut être assez bas, puisqu'il dépend des possibilités d'emploi dans d'autres secteurs que la pêche.

On peut alors fixer la taille de la flottille à un autre niveau hypothétique et répéter les calculs précédents. Ces calculs sont trop laborieux pour être effectués à la main, mais sont réalisables à l'aide d'ordinateurs. Si la formulation mathématique du modèle est suffisamment simple, il est possible de dériver des expressions analytiques correspondant aux richesses attendues et de calculer ces dernières. En général, de telles simplifications ne peuvent pas être envisagées *a priori*, mais l'expérience montre que les résultats obtenus à l'aide d'un modèle simplifié ne sont guère différents.

3.4. Surplus potentiel lié à un accord collectif

Ces calculs fournissent une série d'estimations de la création de richesse escomptée ou moyenne, en fonction de la taille de la flottille considérée. Dans la plupart des situations plausibles, les valeurs intermédiaires peuvent être interpolées. Reportés sur un graphique, les résultats ressemblent à la courbe de la figure 13.1. Ici, la création attendue de richesse est portée sur l'axe vertical, et l'effort de pêche déployé par la flottille correspondante sur l'axe horizontal. Les unités de mesure sont arbitraires; elles dépendent du pays et de la pêcherie considérés. Que peut-on déduire d'une courbe comme celle de la figure 13.1 ? Lorsque la flottille s'accroît, la richesse escomptée augmente rapidement, dès la mise en exploitation du stock, pour atteindre un maximum au point A. Ce point est appelé "maximum d'efficacité économique" (MEE). La taille E_a de la flottille correspond à cet optimum économique, tandis que W_a indique la richesse produite chaque année à ce niveau. Lorsque la taille de la flottille dépasse E_a , la richesse escomptée tombe rapidement pour finalement s'annuler (point B). Le point B représente l'état d'équilibre atteint par une pêcherie opérant en régime de libre accès. A l'inverse, la différence des richesses, produite au point B et à tout autre point de la courbe, donne une estimation du gain potentiel que l'on peut attendre d'un accord collectif permettant de quitter l'équilibre de libre accès.

3.5. Courbe du revenu économique absolu

La courbe de la figure 13.1 cache une autre relation, qui lui est liée, entre la taille de la flotte et la capture annuelle escomptée. En portant maintenant la capture attendue sur l'axe vertical, on obtient une autre courbe très semblable, dans sa partie gauche, à celle de la figure 13.1 (figs. 2.4 et 18.1). Cette nouvelle courbe, dite de production soutenable (escomptée), croît pour atteindre un maximum, appelé "production maximale soutenable" (MSY), et plafonner ou diminuer ensuite pour des niveaux supérieurs du tonnage de la flottille.

Ces deux courbes diffèrent en deux points. D'abord, la taille, E_a , de la flottille correspondant à l'optimum d'efficacité économique est nettement inférieure à la taille de la flottille correspondant à la production maximale soutenable (MSY) (fig. 18.1). En second lieu, la courbe de production escomptée est généralement très asymétrique par rapport au MSY : la partie droite de la courbe a une pente nettement plus faible, ce qui signifie que de forts accroissements de la flottille ne sont suivis que de réductions modérées de la capture.

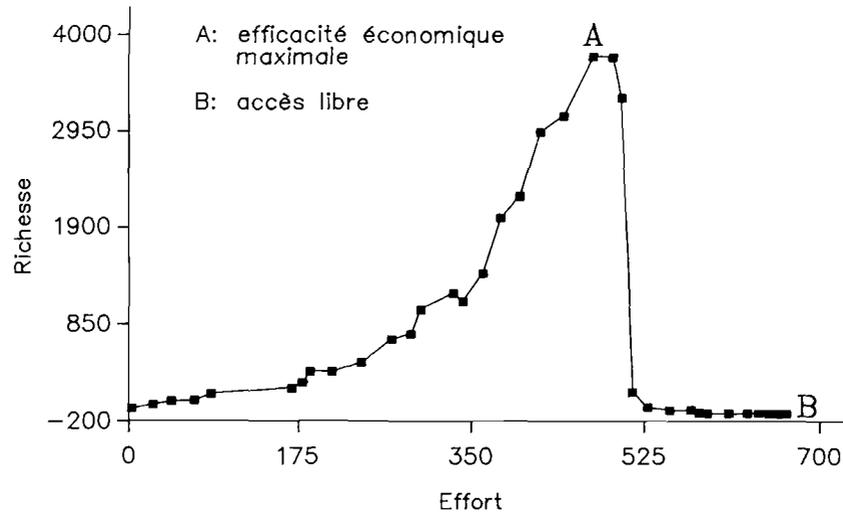


Figure 13.1 - Evolution de la création de richesse en fonction de la taille de la flottille dans une pêcherie hypothétique.

3.6. Effets d'un changement de l'âge de première capture

Jusqu'à présent, modèles structuraux et modèles globaux donnaient à peu près le même message. Leurs différences, notamment leurs exigences respectives en matière d'information qui peuvent être déterminantes pour le choix de leur application à une pêcherie donnée, n'avaient guère d'autres implications pratiques. C'est maintenant que les deux modèles divergent. Du fait de la nature statistique du modèle de production, des données plus détaillées sur la structure démographique du stock apportent peu de renseignements complémentaires. Par contre, les modèles structuraux permettent d'analyser d'autres aspects de l'aménagement, comme les effets de la régulation de l'âge de première capture.

Dans certaines limites, ce type de régulation peut avoir trois effets intéressants. Le premier est d'augmenter la biomasse féconde et, consécutivement, de réduire l'inquiétude que peut susciter, pour le recrutement moyen futur, une baisse importante du stock parental. Le second est de déplacer vers le haut et vers la droite la courbe de capture en fonction de la taille de la flottille (fig. 18.3). Cet effet entraîne une augmentation de la productivité économique nette potentielle, par celle de la production, pour des efforts de pêche élevés. Ce dernier effet s'exerce par la structure des prix. Souvent, la valeur unitaire du poisson augmente, pour une même espèce, avec

sa taille. Cette différence de prix peut refléter une préférence du consommateur et/ou résulter d'un meilleur taux de récupération lors du traitement des produits (Gates 1974, Meuriot et Gilly 1986). Dans certains cas, il peut y avoir une remise sur les prix en fonction de la taille du produit, comme c'est le cas pour certaines palourdes en Nouvelle-Angleterre. Si nous retenons le cas le plus fréquent où le prix du poisson augmente avec sa taille, l'effet combiné de l'augmentation escomptée des captures et des prix unitaires déplacera encore davantage la courbe de la figure 13.1 vers le haut et la droite.

Ces effets ont plusieurs conséquences :

- pour une flottille de taille donnée, on peut accroître les bénéfices par un choix judicieux de l'âge de première capture ;
- mais, pour tirer un maximum de richesse d'une pêcherie, il est indispensable de contrôler aussi bien la capacité, que l'âge de première capture (chapitre 2) ;
- si l'on ne peut limiter l'effort de pêche d'une flottille, le point d'équilibre pour lequel la création de richesse est nulle (point B) sera atteint, que l'âge de première capture soit ou non optimisé (fig. 18.3) ;
- l'amélioration du produit par un bon choix de l'âge de première capture peut se traduire par un bénéfice économique appréciable pour le consommateur (Richardson and Gates 1985).

L'observation empirique des effets de la surexploitation par la croissance montre que, souvent, l'essentiel des gains potentiels (jusqu'à 90-95 % du maximum théorique) est à attendre de la régulation des capacités de capture. Comme, on l'a vu, les gains liés à la régulation de la taille de première capture sont aussi conditionnés par celle de l'effort : le contrôle de l'entrée constitue pratiquement une condition *sine qua non* de l'aménagement économique de la pêche, (chapitre 18).

Deux réserves doivent être formulées. La première se rapporte aux stocks dont le recrutement risque de s'effondrer par surpêche. Un tel risque existe pour les mammifères marins. Chez les poissons, les évidences scientifiques claires que je connaisse concernent les espèces anadromes et tiennent surtout à la dégradation de leur habitat dans leurs zones de reproduction (chapitre 8). La seconde concerne l'effet, mentionné plus haut, de l'amélioration de la valeur des produits. Les bénéfices à attendre à long terme d'une régulation de l'âge de première capture ne peuvent être obtenus sans des pertes préalables, couvrant la période de rééquilibrage du stock. Selon le taux d'intérêt courant, les pêcheurs pourront ne jamais récupérer ces pertes. Cependant, si le bénéfice pour le consommateur excède la perte des pêcheurs, il existe toujours un gain économique net pour la société.

3.7. Les enseignements des modèles bioéconomiques

Parmi les relations économiques que l'on peut incorporer dans les modèles bioéconomiques, ou analyser à partir d'eux, on peut citer :

- l'effet sur les cours des variations des quantités débarquées ;
- l'effet sur les prix de la structure démographique des captures ;
- la dynamique des investissements dans les navires et la main d'oeuvre ;
- l'hétérogénéité des flottilles et les effets de l'aménagement sur la distribution des richesses entre les métiers (chapitre 17) ;
- les conséquences des politiques macro-économiques sur l'exploitation des ressources naturelles (chapitre 18), ...

Il serait intéressant de considérer chacune de ces questions, mais cela nous entraînerait au coeur du champ de l'économie et dépasserait les limites de cette présentation. Par ailleurs, d'autres chapitres présentent différents aspects de la dynamique des populations exploitées. Toutefois, certaines propriétés des modèles mathématiques, indépendantes des disciplines où ils sont utilisés, méritent l'attention. Ce sera l'objet de la section suivante.

4. Propriétés des modèles

Les modèles diffèrent beaucoup selon leur structure, les résultats auxquels ils conduisent, ainsi que par le mode de présentation de ces résultats. Afin d'apprécier ces différences, il est bon de comprendre certaines propriétés des modèles. Pour simplifier la discussion, ils sont classés ici en série d'alternatives opposées qu'il convient de ne pas prendre à la lettre, car tous les intermédiaires existent entre deux extrêmes.

4.1. Équilibres partiels et équilibres généraux

Les chercheurs comparent souvent les alternatives entre différents "états stationnaires". Ce terme d'"état stationnaire" définit le point, ou le lieu, autour duquel un système tend à graviter. Une bille dans un bol est attirée vers le centre du fond, que l'on appelle pour cette raison point d'équilibre ou "attractant" de la bille. Dans les analyses, les équilibres peuvent être partiels ou généraux. Cette distinction ne constitue pas une dichotomie, mais un choix dans une gamme de possibilités fixées par les hypothèses de départ. En économie, les analyses pourront ainsi aller de l'effet d'un changement dans les coûts d'investissement sur la demande d'une entreprise, à l'équilibre simultané entre tous les acteurs intervenant dans une économie.

Plus spécifiquement, on peut illustrer la question du champ d'application d'un modèle, en imaginant un biologiste qui analyserait l'effet d'une régulation d'engin en supposant l'effort constant, tandis que son collègue économiste analyserait les implications du développement d'un nouveau produit dans l'hypothèse où l'offre future resterait à prix constant. Leurs analyses respectives seraient parfaitement "partielles" et leurs résultats quantitativement, sinon qualitativement, incorrects. Si elle est effective, la régulation du maillage modifiera la prise par unité d'effort, ce qui induira probablement une augmentation de l'effort de pêche. La demande accrue, consécutive au développement du nouveau produit, entraînera une augmentation de l'effort de pêche et, sans doute, une réduction de la taille du stock, ainsi qu'une augmentation du coût moyen de production. Ainsi, aucune de ces analyses ne fournirait une description correcte des conséquences des changements envisagés.

Le choix entre un équilibre partiel et un équilibre général est, en fin de compte, matière de jugement et dépend des décisions à prendre. Puisque tout modèle est partiel, il est opportun d'explicitier les variables prises en compte dans le modèle et celles qui ne le sont pas. Les premières concernent les variables "endogènes" ; les secondes les variables "exogènes" ou "prédéterminées". Ainsi, notre biologiste hypothétique aura considéré que l'effort de pêche était exogène, tout comme l'économiste hypothétique aura traité les stocks de poissons comme prédéterminés. Dans les deux cas, les variables sont en fait endogènes. Dans cet exemple, l'intégration des deux parties n'est pas difficile ; elle est typique du rôle d'intégration des modèles bioéconomiques.

Un autre exemple d'analyse d'équilibres partiels ou généraux est fourni par l'équilibre de stocks uni - ou pluri - spécifiques. Un modèle biologique d'évaluation des stocks plurispécifiques est similaire, du point de vue du traitement mathématique, aux modèles d'input-output de Leontief en économie.

4.2. Modèles statiques ou modèles dynamiques

Cette présentation des modèles bioéconomiques est partie d'une comparaison des différentes manières de représenter la dynamique des populations. On pourrait supposer que tous les modèles bioéconomiques devraient être dynamiques. Cela n'est pas le cas. Dans les traités de dynamique des populations, l'un des premiers exercices consiste à éliminer la dynamique. On y arrive en remplaçant les équations différentielles de changement par des équations d'"état stationnaire", conduisant à des solutions "statiques". Le "rendement maximal soutenable", ou MSY, tant décrit, est un état stationnaire particulier sur la courbe, ou sur l'enveloppe, d'une infinité de situations stationnaires. En économie, de tels traitements sont également très courants. Utilisés à bon escient, ces modèles statiques sont tout à fait adéquats, et plus simples que les modèles dynamiques.

Reprenons le modèle simple de notre système composé d'une bille déposée en un point quelconque sur le fond d'un bol. Nous "savons", par expérience, que la bille reposera sur la surface du bol et, intuitivement, qu'elle s'immobilisera en un point sans doute unique de cette surface. La bille est alors "en équilibre" : il n'existe pas de force suffisante pour contrebalancer celles de la gravitation et de la friction. Supposons maintenant que nous placions un deuxième bol identique sur le premier. Le nouveau lieu, ou point d'équilibre, de la bille placée dans le deuxième bol sera le même qu'auparavant, au déplacement vertical près. La comparaison entre deux ou plusieurs points d'équilibre, avant et après une modification donnée, est l'essence même de la statique, ou "statique comparative", comme on la dénomme souvent en économie. En comparant les points d'équilibre *ex ante* et *ex post*, il n'a pas été nécessaire, ni utile, d'examiner le déplacement de la bille, ni au cours de l'insertion du deuxième bol, ni pendant la période de rééquilibrage.

Les étudiants de première année d'économie apprennent qu'une réduction de l'offre de blé entraîne, *ceteris paribus*, une hausse du prix du blé et de produits comme le pain. On ne leur dit rien du délai entre la baisse de l'offre et l'augmentation du prix du blé ou du pain, ni des trajectoires pendant la période de transition. Une caractéristique des méthodes statiques est de faire délibérément abstraction du facteur temps. La même procédure est adoptée pour l'étude des effets d'un upwelling océanique sur la biomasse de poisson. Les changements dans le régime d'upwelling peuvent provoquer, par un enchaînement de réactions écologiques complexes, de très fortes fluctuations du recrutement des stocks (chapitres 5 et 6). Dans ces deux exemples, les relations énoncées sont exactes ; cependant, selon le contexte, un tel traitement pourra être insuffisant. On aura délibérément omis le phénomène d'ajustement, c'est-à-dire la trajectoire temporelle des prix ou de la biomasse. L'existence de trajectoires prévisibles est généralement considérée comme implicite par

les concepteurs de modèles, mais les développements de la théorie des systèmes chaotiques laissent supposer que l'existence de ces trajectoires prédictibles peut être une illusion héritée des sciences classiques. Dans l'aménagement des pêches, les modèles de "rendement par recrue" constituent un ensemble largement utilisé de modèles statiques. Leur intérêt réside dans leur simplicité. Ils ont été incorporés dans des modèles bioéconomiques statiques (Gates and Norton 1974).

La méthode statique présente néanmoins des inconvénients. Pas plus en économie qu'en affaires, le facteur temps ne peut être négligé. Supposons qu'une mesure d'aménagement se traduise par une réduction initiale des captures, avant de conduire au bout d'un certain temps à une augmentation de biomasse et, donc, des rendements. Pendant la période transitoire, les remboursements d'emprunts devront être différés ; peut-être faudra-t-il même recourir à de nouveaux emprunts dans l'attente de jours meilleurs. Il est alors primordial de connaître le taux d'intérêt des emprunts et si les jours meilleurs surviendront l'année prochaine ou dans dix ans.

La période transitoire dépend principalement de la durée de la phase exploitée (chapitre 2), alors que le taux d'actualisation fluctue en fonction de l'état de l'économie nationale et, peut-être, des politiques de pêche. Ces aspects temporels et financiers sont pris en compte dans les modèles bioéconomiques par le biais des techniques financières classiques d'actualisation des revenus nets sur la période considérée. Pour cela, il est nécessaire de disposer des trajectoires explicites des variables économiques. Pour être rigoureux, il faudrait disposer aussi de prévisions sur l'évolution des taux d'intérêt. En pratique, on traite habituellement le taux d'intérêt comme une variable exogène considérée comme constante. La dérivation de trajectoires explicites peut se faire à l'aide d'équations originales de changement, ou par une méthode bayésienne.

Si, comme cela semble être le cas dans beaucoup de pêcheries, on ne peut, dans les limites observées, dégager l'effet de la taille du stock reproducteur sur le recrutement, la période d'ajustement du stock sera alors déterminée par un paramètre biologique : la durée de la phase exploitée de l'espèce. Lorsque, comme on le suppose couramment dans les modèles bioéconomiques, le taux d'ajustement de l'effort de pêche est rapide par rapport aux vitesses de rééquilibrage des stocks, la durée de la phase exploitée fournit une estimation raisonnable de la durée de la période de transition entre deux équilibres successifs. Les équilibres, initial et final, et la période de transition sont déterminés à l'aide d'un modèle statique de production par recrue. Les points intermédiaires sur la trajectoire transitoire peuvent être approchés par interpolation linéaire ou quadratique ; les techniques d'actualisation peuvent être ensuite appliquées à la trajectoire ainsi estimée. Ces méthodes ne sont pas nécessairement moins précises que les trajectoires dérivées d'équations arbitraires de changement appliquées à des données dispersées de prise par unité d'effort.

On peut également faire appel à des équations différentielles et des modèles structuraux pour projeter explicitement des trajectoires "correctes". Le recours à cette méthode plus compliquée se paie par des temps de calcul informatique plus élevés. En économie, la dynamique des décisions d'investissement dans la pêche et le temps de réponse de ces dernières, aux fluctuations des stocks par exemple, ont été peu étudiés. Ils restent mal connus.

4.3. Modèles déterministes et modèles stochastiques

Un modèle stochastique prend en compte l'effet de phénomènes aléatoires, alors qu'un modèle déterministe fait abstraction de la distribution du bruit, en représentant les variables aléatoires par des mesures de leur tendance centrale (moyenne, médiane ou mode). L'exemple du bol, auquel nous avons fait appel pour illustrer la statique comparative, peut encore servir pour éclairer les effets d'événements aléatoires. Supposons que la table sur laquelle il est placé se mette à vibrer sous l'effet d'un tremblement de terre. Intuitivement, on s'attend à ce que la bille soit soumise à un mouvement aléatoire au voisinage du fond du bol, tout en manifestant une tendance à revenir vers le même point d'équilibre. En faisant abstraction pour l'instant des questions de stabilité, l'introduction dans ce système simple d'un phénomène aléatoire ne pose pas trop de difficulté à notre intuition ; il nous suffit de généraliser la notion précédente d'équilibre sans mouvement à celle d'un mouvement aléatoire au voisinage de la zone d'équilibre. Malheureusement, tous les systèmes ne se comprennent pas aussi facilement.

Le recrutement fournit l'exemple le plus évident d'interférence de l'aléatoire dans un modèle bioéconomique. Des investigations sont en cours actuellement sur le déterminisme du recrutement, notamment dans les upwellings océaniques (chapitres 4, 5 et 6). Dans la mesure où ces déterminants sont eux-mêmes aléatoires, l'interférence du bruit dans un modèle change de niveau. Ainsi, l'identification des facteurs et phénomènes causaux (climat, météorologie, stock parental, ...) peut permettre de préciser la structure du bruit. L'analyse de séries historiques de mesures des phénomènes pertinents (température, vent, pluviométrie, ...) peut montrer que sa distribution n'est pas normale et permettre de mieux la représenter (chapitre 9). Pour que ces connaissances soient utilisables, au cas par cas, il est nécessaire que les décideurs publics et privés puissent être informés suffisamment à l'avance pour pouvoir agir. On relèvera ici l'interaction des démarches dynamique et stochastique : l'identification des phénomènes aléatoires causaux ou la connaissance de délais dans la manifestation d'événements stochastiques peuvent améliorer les décisions (chapitre 4).

En dehors du recrutement, il existe bien d'autres sources d'évènements aléatoires. Malheureusement, lorsque l'on augmente *ad libitum*. le nombre des variables aléatoires, il devient vite impossible de distinguer le signal du bruit ; aussi est-il nécessaire de choisir parmi les évènements aléatoires ceux que l'on juge les plus importants. A cet égard, des analyses simples de sensibilité, basées sur un modèle déterministe, peuvent suggérer les sources de variation susceptibles de dominer le comportement du système. La complexité des modèles tend à croître exponentiellement, lorsque l'on intègre simultanément celles des modèles dynamiques et stochastiques. Ainsi, il est courant de simuler sur une période de 50 ans, l'évolution d'une pêcherie à l'aide d'un modèle déterministe. L'introduction d'un phénomène aléatoire, pour caractériser le comportement du système, demandera que chaque état annuel soit recalculé quelques dizaines de fois. Avec la baisse du coût réel des ordinateurs et des logiciels, l'informatique coûte de moins en moins cher, bien qu'elle reste encore relativement onéreuse. En simplifiant les modèles et en utilisant les mathématiques au lieu des ordinateurs, il est quelquefois possible d'obtenir des solutions analytiques, sans recours ou presque à l'informatique. Il est également vrai que le choix entre la simulation numérique et les méthodes analytiques dépend surtout du temps dont dispose l'investigateur. Pour des systèmes apparemment complexes, le choix entre une trop grande simplification *a priori* et un programme informatique laborieux n'est pas toujours aisé.

4.4. Stabilité, équilibres multiples et chaotiques

La notion de stabilité se pose inévitablement dans les modèles dynamiques. Notre exemple du bol peut de nouveau servir pour opposer "équilibre" et "stabilité". La bille est "en équilibre" sur le fond du bol parce que son énergie potentielle a un minimum localisé. Supposons, alors, que la bille soit mise en mouvement par une légère poussée. Notre intuition nous dit que la friction et la gravitation contraindront la bille à retourner à son point d'équilibre au fond du bol.

Une certaine terminologie est nécessaire pour décrire les trajectoires possibles de la bille. Le système est dit *stable*, lorsqu'il converge vers le point d'équilibre. Cette convergence sera *monotone*, si la bille ne dépasse pas ce point pour monter sur le côté opposé du bol. Elle sera *oscillatoire* et *amortie*, si la bille oscille avant de s'arrêter. Le comportement de notre système de bol et de bille pourra être monotone ou oscillatoire, en fonction de facteurs comme la pente et la rugosité du fond, la masse de la bille, etc.

Certains systèmes dynamiques ne convergent pas vers un point d'équilibre : ils sont en *équilibre instable*. Cela est peu probable avec notre bol, car nous sommes en présence d'un système conservateur ; la gravité attire la bille vers le point (ou les points)

bas, et la friction amortit les oscillations. On utilise couramment le terme d'"*attractant*" pour désigner ces points ou zones d'équilibre. Si le bol est placé sur un socle qui lui-même oscille, on peut imaginer que l'attractant devienne instable. La bille oscillera alors indéfiniment autour de la zone d'équilibre. Ce type de système instable peut osciller selon un schéma *contraint* ou selon un cycle d'amplitude limitée. Si les oscillations de la table sont suffisamment fortes, ou en phase avec celles de la bille de sorte que le déplacement de la bille s'amplifie, celle-ci pourra atteindre la vitesse d'échappement et sortir du bol. Ce comportement correspond à une instabilité, soit *explosive*, soit *sans contrainte*. On est tenté de réfuter la pertinence des systèmes explosifs sous le prétexte que ce comportement n'est envisageable que pour des périodes transitoires. Il serait plus approprié de considérer que leur conservation implique une intervention qui modifie leur dynamique. Un exemple d'intervention délibérée de ce genre est donné par l'emploi de régulateurs dans les machines à vapeur ou les moteurs à combustion interne ou, encore, par les amortisseurs de voitures. Les politiques keynesiennes de stabilisation macro-économique peuvent être interprétées comme des analogues de ces mécanismes régulateurs.

Stabilité et convergence peuvent avoir d'autres propriétés, comme la stabilité *locale* ou la stabilité *globale*. Notre système bol-bille possède un attractant stable et local : si la bille est poussée suffisamment violemment, elle atteindra la vitesse d'échappement pour atteindre un nouvel équilibre hors du bol.

Une flottille de pêche présente certaines analogies avec ce modèle. Une modification de la profitabilité déclenche un processus d'investissement ou de désinvestissement qui continue jusqu'à ce que l'état de création de richesse nulle (ou à peu près nulle) soit rétabli (chapitre 18). L'adoption de mesures de limitation de l'entrée détruit cet équilibre de manière semblable à la façon dont l'insertion du deuxième bol dans le premier déplace verticalement le niveau d'équilibre de la bille. On pourrait penser que l'exemple d'instabilité globale du système "bol-bille" a peu de rapport avec le comportement d'une pêcherie : le déclin de sa profitabilité devrait s'accompagner de celui de la flottille par obsolescence ou départs. Un tel processus est normalement réversible : avec la reconstitution du stock, les investissements reprendront ; toutes choses étant égales par ailleurs, la flottille retrouvera sa taille initiale.

Les stocks halieutiques peuvent manifester des comportements différents : leur productivité naturelle peut fluctuer (chapitres 4 et 9). Une meilleure analogie serait fournie par une assiette à escargots, ou une boîte à clous, dont les compartiments correspondraient à des équilibres différents de l'écosystème. Sous l'effet de perturbations modérées, un stock pourra tendre vers son état stationnaire antérieur de productivité, alors qu'une perturbation profonde, naturelle ou anthropique, pourra le rendre temporairement instable avant qu'il ne se rétablisse à un autre niveau. Les

populations de poissons pélagiques côtiers qui occupent, par exemple, les upwellings océaniques, manifestent des comportements de ce genre (chapitre 6).

Récemment, les systèmes à équilibres multiples ont vu leur vogue pâtir au profit du concept moins optimiste de systèmes "fractals" (Mandelbrot 1982, Crutchfield *et al.* 1986), qui se caractérisent par un comportement chaotique. Des systèmes non linéaires, dynamiques et déterministes, étonnamment simples, peuvent manifester des oscillations quasi aléatoires (ou chaotiques). De tels systèmes présentent deux propriétés curieuses, dont les implications ne sont pas moins importantes :

- leur comportement ne dépend pas nécessairement de perturbations externes, comme un choc ou une pulsation aléatoire ;

- ces perturbations semblent se produire naturellement dans des systèmes temporels discrets et non linéaires (Hofstadter 1981). Les mathématiques de tels systèmes ne sont pas faciles à saisir par l'approche analytique. Ces systèmes chaotiques intéressent physiciens, ingénieurs, biologistes et économistes.

Dans le passé, notre penchant pour la simplicité nous faisait préférer l'élaboration de modèles trop simples pour que de tels comportements puissent apparaître. Cette inclination s'est révélée excessive. Depuis deux siècles, l'approche dynamique se fonde sur l'existence de trajectoires transitoires prévisibles, exception faite du bruit de fond liés aux erreurs de mesure. Or, même représentés par des modèles apparemment totalement déterministes, les systèmes chaotiques peuvent ne pas suivre des trajectoires prévisibles. La figure 13.1 représente l'évolution de la création de richesses en fonction de la taille d'une flottille dans une pêcherie hypothétique. Les équations utilisées pour tracer la figure 13.1 reposent un modèle de production halieutique qui est fortement chaotique pour des tailles de flottilles inférieures à celles correspondant au point A de la figure. La procédure d'actualisation, comme tout calcul de moyenne, masque les fluctuations annuelles. Pour un horizon planifié de trente ans, les chaos sous-jacents ne se manifestent que par des "bosses" sur la courbe de richesse. La partie située à droite du point A est également chaotique, mais les sauts n'apparaissent pas à l'échelle de résolution de la figure.

4.5. Décisions aux niveaux uni - ou pluri - dimensionnels et comportement stratégique

L'économie a imité les sciences physiques en adoptant l'analyse mathématique. Jusqu'à Neumann et Morgenstern (1947), les mathématiques qu'elle utilisait étaient toutes empruntées. Neumann et Morgenstern ont pris un risque qui aurait pu avoir des

conséquences graves, en appliquant inconsidérément des méthodes auxquelles les sciences naturelles avaient eu recours avec beaucoup de succès. Pour appliquer les techniques d'optimisation aux systèmes sociaux, il était commode de postuler l'existence d'une entité hypothétique, appelée "décideur central". Cette entité était omnipotente et, pour faire bonne mesure, omnisciente ; pour elle, tout problème avait une solution technique, même si elle était utopique. Malheureusement, comme me l'a fait remarquer un biologiste des pêches d'expérience : "on ne peut pas aller là à partir d'ici". La formule du "décideur central" oublie simplement que les décideurs sont multiples, chacun tenant certains leviers de commande, mais pas tous. Si, à un échelon, les décideurs ne s'entendent pas avec ceux d'un autre, ils peuvent réagir "stratégiquement". Cette évidence est plus une prise de conscience tardive du fait politique, qu'une observation sagace. La multiplicité des niveaux décisionnels limite toujours sérieusement les possibilités de comportement collectif rationnel ; elle peut contraindre la société à se contenter d'un second, d'un troisième, voire même, d'un énième meilleur choix.

Les contraintes qui résultent de la multiplicité des niveaux de décision se manifestent indépendamment des objectifs de l'aménagement : optimisation économique, maximisation de l'emploi, ou conservation de la ressource. Aussi, l'hétérogénéité de la structure de décision nous oblige-t-elle, c'est le minimum, à examiner les questions d'application, de motivation et de compensation. Le terme de "comportement stratégique" revient souvent dans la section qui suit ; on utilise cette expression floue pour désigner un certain comportement d'individus réagissant dans un univers à plusieurs niveaux de décision.

Prenons le cas de l'application de réglementations en haute mer par une autorité dont les moyens sont faibles. Notre "décideur central" aborderait ce problème en calculant simplement le rapport probable bénéfice/amende pour un contrevenant "représentatif". Pour contenir le taux de contravention à un niveau suffisamment bas, il chercherait à compenser sa faible capacité de surveillance par le tarif des amendes. Supposons, maintenant, que les bateaux d'une flottille (N) se coalisent et que cette coalition désigne n bateaux parmi les N, pour distraire délibérément et saturer rapidement la capacité de surveillance de notre décideur unique, de façon à permettre aux N-n vaisseaux de la coalition d'enfreindre quasi impunément les règlements. Pour être effective, l'amende devrait être proportionnelle, non pas aux captures des n bateaux délibérément sacrifiés, mais à celle de toute la coalition des N bateaux. Le taux des amendes devrait être calculé de sorte que leur somme globale contrebalance les profits économiques que la coalition peut escompter de la violation de la réglementation. Se demander si de telles coalitions peuvent se manifester dans la réalité est affaire de jugement, mais cette éventualité montre les complications, pour l'analyse économique, qu'entraînent de tels comportements. S'il est difficile d'imaginer *a priori* les diverses possibilités de coalition, il est possible de prévoir le risque qu'elles représentent dans une situation donnée.

L'optimisation spatiale du contrôle de l'application des règlements est un autre exemple, plus simple, de complications qu'un comportement stratégique peut entraîner. En l'absence de comportement de ce type (collusion), il s'agit de définir la trajectoire la moins coûteuse pour un taux minimum acceptable de détection. Ce problème a été étudié par Lepiz et Sutinen (1985). Ils ont eu recours pour cela à la méthode de programmation linéaire mixte en nombres entiers et à une généralisation du problème de l'optimisation des transports. L'éventualité d'un comportement stratégique complique encore les données du problème. L'une des propriétés du circuit le moins onéreux que l'on peut ainsi déduire est, évidemment, la possibilité de le prévoir, par analyse ou observation. Si la route suivie est prévisible, les contrevenants pourront encore plus facilement échapper à la détection. Pour contrecarrer une telle stratégie, la méthode pratique la plus évidente consiste à déterminer N circuits parmi les moins chers. Parmi ceux-ci, un "certain nombre" sera choisi pour la dissimilitude de leurs trajets. Le trajet retenu pour chaque sortie sera ensuite déterminé par tirage aléatoire.

On relèvera que la détection des infractions incombe ici à une instance centrale, alors que, lorsque des droits de propriété privée existent, la surveillance et l'application sont, pour une grande part, assurés par des intérêts privés décentralisés. Il n'est fait appel à la puissance publique que dans les cas, plus rares, de violations impliquant l'engagement de procédures pénales.

Meuriot et Gates (1983) ont comparé le surplus des producteurs, réalisable dans un univers pluridécisionnel, au surplus théorique réalisable dans un monde régi par un décideur unique. Dans le cas étudié, la rente maximale escomptable du paiement des droits est réduite d'un tiers : pour ne pas payer des droits élevés, les navires-usines étrangers ont intérêt à acheter le poisson aux vaisseaux nationaux qui ne paient pas de droits ; il en résulte une perte directe de recettes pour l'Etat. Depuis l'époque de cette étude, les droits sont tombés, de 45 millions de dollars par an, à des niveaux minimes. Ce transfert de richesse a pour origine un règlement statutaire qui exige que la récupération du coût de l'allocation se fasse par le biais de droits discriminatoires, imposables uniquement aux pêcheurs étrangers. En outre, la liberté d'accès à cette pêcherie signifie probablement que cette redistribution de richesse s'est accompagnée d'une baisse de la richesse nationale réelle, par réduction de l'efficacité économique de l'exploitation. Ce résultat justifierait une révision de la loi, de façon à permettre le prélèvement régulier de droits non discriminatoires. Mais le point à retenir ici ne porte pas sur la rationalité de ce transfert de richesse ; il concerne le fait que le montant des revenus escomptables des redevances avait été surestimé de 50 % par omission des effets de certains comportements stratégiques.

4.6. Optimisation et simulation

Les techniques d'optimisation sont couramment utilisées dans de nombreuses disciplines, y compris en économie et en biologie. Selon nous, l'optimisation est une technique formelle (mathématique) permettant de déterminer la "meilleure" solution. Ce que l'on entend par "meilleure" dépend de la question posée. On peut en donner quelques exemples :

- coût minimum de l'alimentation du poisson dans les élevages ;
- profits maximaux pour une flottille de pêche ;
- bénéfices économiques maximaux d'une pêcherie ;
- minimisation du risque pour un revenu minimum acceptable ;
- maximisation de la production soutenable d'un stock ;
- coût minimal des trajets de contrôle et d'application des règlements, etc.

Les techniques de simulation permettent d'examiner de façon systématique différentes stratégies et politiques, afin de distinguer les "meilleures" et les "pires". Poussées à leurs limites logiques, on peut dire que la simulation est une technique d'optimisation et, qu'en revanche, les techniques d'optimisation peuvent être utilisées dans des procédures de simulation. Vue sous cet angle, la différence formelle entre optimisation et simulation devient minime. En pratique, les problèmes qui justifient le recours à la simulation sont trop complexes pour qu'un "optimum" puisse être formellement dégagé. Parmi ces complications figurent quelques-unes des propriétés décrites dans la présentation précédente sur les caractères partiel, dynamique, stochastique, ... des modèles.

Les méthodes d'optimisation dynamique sont d'utilisation plus récente que les techniques d'optimisation statique. Clark (1976, 1985) et Meuriot (1987) ont publié des présentations très claires de l'optimisation dynamique. Les premiers travaux théoriques sont dus à Hotelling qui, il y a cinquante ans, utilisa le calcul des variations, et à Burt qui, il y a vingt cinq ans, eut recours à la programmation dynamique. L'optimisation dynamique identifie également la "meilleure" solution. Néanmoins, contrairement à l'optimisation statique, qui fournit une seule valeur optimale pour chaque variable de décision, l'optimisation dynamique indique la meilleure trajectoire temporelle pour chaque variable de décision. Si, par exemple, nous voulions lancer une fusée vers la lune, nous aurions besoin de connaître et de contrôler sa position à chaque instant de sa trajectoire. Le choix de cet exemple n'est pas fortuit : le développement et la

vulgarisation de la théorie du contrôle sont, dans une large mesure, des retombées des programmes spatiaux. L'emploi accru de la théorie du contrôle en sciences économiques a coïncidé avec l'explosion des applications de cette théorie du contrôle maximal. La plupart des premiers travaux - tout particulièrement les analyses du rapport bénéfice-coût pour les investissements dans les projets de mise en valeur des ressources publiques en eau - se contentaient de calculer la valeur actualisée de quelques scénarios optionnels, en tenant ou non compte d'évènements stochastiques, pour en sélectionner les "meilleurs".

Il est clair que les méthodes d'optimisation sont essentielles pour faire progresser les concepts et les principes de l'économie et de l'aménagement des pêches. Un cours d'économie halieutique est, intellectuellement parlant, bien plus stimulant aujourd'hui qu'il y a deux décennies. Les manuels d'économie halieutique sont aujourd'hui très différents de ceux que l'on pouvait publier il y a quelques années. Les progrès réalisés découlent, directement ou indirectement, de l'optimisation dynamique.

Pour les applications, les points de vue diffèrent. Certains analystes montrent une préférence pour les techniques d'optimisation, tandis que d'autres penchent pour celles de simulation de politiques alternatives discrètes. Ce choix s'explique par des différences objectives, comme la complexité inhérente aux problèmes. Mais des différences de formation et de goûts personnels interviennent également.

Pour le choix d'une politique, la distinction entre optimisation et simulation importe-t-elle beaucoup ? Il est difficile de trancher. Le jugement sera nécessairement subjectif, vu le peu d'analyses de ce genre encore réalisées dans le domaine des pêches. La raison réside dans le fait que le problème de fond auquel toute politique de pêche doit fournir une réponse est celui de déterminer si l'accès doit être ou non limité. Cette question n'est pas du ressort de l'ajustement dynamique optimal de l'effort et de la capture. Il s'agit là d'une question technique "inférieure". Ce terme n'a rien de péjoratif. Il reflète seulement le fait que la question est, d'abord, de nature institutionnelle et politique, avant d'être technique.

Au niveau national, les dispositions légales adoptées ont encore peu évolué depuis les analyses de Warming (1911), Graham (1935), Gordon (1954), Scott (1955), Christy (1964) et Crutchfield et Pontecorvo (1969). En effet, comme Meuriot (1985) le montre clairement, les participants à la Conférence européenne sur la surpêche, qui s'est tenue à Londres en 1946, étaient parfaitement conscients des implications du principe de liberté d'accès aux pêcheries. Mais ils ne purent alors parvenir à un accord politique. Conséquence de leur incapacité à former une coalition de nations, les pays européens armant des flottilles de grande pêche s'engagèrent dans un jeu à somme nulle, en demandant à leurs trésors publics de préserver, par des subventions à leurs flottilles, leurs parts respectives des ressources halieutiques internationales.

Malheureusement, les implications de ce comportement, rationnel à titre individuel et à court terme, sont pires, du point de vue de l'efficacité économique et pour la conservation des ressources, que celles d'une politique internationale de laisser-faire et de compétition ouverte.

C'est une tautologie que de constater que l'incapacité d'optimiser se traduit par une sous-optimisation considérable. L'extension des juridictions nationales a partagé entre les pays riverains la plus grande partie du potentiel halieutique mondial. Par contre, les pays qui ont explicitement abordé la question de la régulation de l'accès aux pêcheries maintenant sous leur juridiction et celle de l'instauration de droits exclusifs d'usage sont encore l'exception (chapitre 15).

A mon sens, il est peu probable que nous arrivions jamais à gérer les ressources naturelles d'une manière dynamique optimale. Cela ne signifie pas pour autant que ces techniques d'optimisation soient sans intérêt. Elles sont essentielles pour saisir clairement la signification des objectifs visés mais, pour les applications pratiques, leurs conclusions ne doivent pas être prises au pied de la lettre.

5. Calibration et validation des modèles

Les résultats de l'application de certains modèles peuvent être calibrés et évalués statistiquement, en une seule étape, à partir des données d'observation utilisées pour mesurer les variables entrant dans la construction de ces modèles. La plupart des modèles économétriques appartiennent à ce type. A l'autre extrême, se situent les modèles qu'on peut qualifier de "synthétiques". Leurs composantes sont assemblées, ou intégrées, d'une façon qui est sensée représenter correctement le fonctionnement du système étudié. Un exemple d'estimation statistique, combinée avec une calibration, serait l'évaluation des fonctions de demande en produits de la pêche (Meuriot 1987). L'approche synthétique est illustrée par l'approche "analyse comptable" ou "génie économique", qui repose sur l'utilisation des nouveaux ensembles de progiciels tableurs. Un autre exemple, plus complexe, serait le modèle d'analyse dynamique de système, utilisé pour l'étude, menée à grand renfort de publicité pour le Club de Rome, sur les limites de la croissance. Souvent, on doit avoir recours aux modèles synthétiques pour intégrer les résultats tirés, à l'aide de modèles dynamiques structuraux, de données et d'informations disparates. Les modèles de production ne requièrent pas le même travail de synthèse ; ils s'appuient avant tout, sur l'estimation statistique des données de prise par unité d'effort. Mais ils doivent, eux aussi, être traduits en termes économiques.

Il n'est pas possible, dans les limites de ce chapitre, de développer davantage ces notions. Toutefois, le problème d'"identification", inhérent à l'approche globale, doit être mentionné. Pour le biologiste, les séries chronologiques de p.u.e. et d'effort viennent à l'appui d'une relation décroissante entre rendement et effort. Pour l'économiste, les mêmes données reflètent une relation croissante entre effort et p.u.e. Pour le biologiste, cette relation est celle de la fonction théorique sur laquelle se fondent les modèles de production. Pour l'économiste, cette relation est aussi fondamentale sur le plan théorique : sauf si le rapport entre le prix du poisson et le coût de l'effort change, cette relation est celle de la courbe de l'offre en fonction de l'effort. Pour quelles raisons, l'estimation de la régression par la méthode usuelle des moindres carrés représenterait-elle la relation biologique recherchée plutôt que la relation économique ? En l'absence d'information complémentaire, la réponse est : aucune. En général, l'estimation consistera en un mélange indistinct des deux relations. Chacune est fondamentale dans sa discipline respective ; l'estimation empirique peut n'avoir aucune valeur pour chacune. Le problème de l'identification rend suspectes de telles relations. Selon ma propre expérience, il est plus facile d'obtenir une relation de pente positive entre la p.u.e. et l'effort, indice d'un "signal" dominant de la relation offre/effort. Il est possible de filtrer le mélange. Pour cela, il est nécessaire de spécifier les deux relations et de disposer d'observations sur les variables exogènes pertinentes qui affectent une relation, et pas l'autre. Pour le biologiste, ces variables exogènes pourront être des variables relatives à l'environnement, au recrutement, à la structure démographique du stock, etc. Pour l'économiste, ce seront les taux d'intérêt et le coût de construction des bateaux. Le point important ici est qu'aucune relation ne peut être estimée correctement indépendamment de l'autre.

Ainsi conçoit-on que la validation des modèles pose la question de la définition d'hypothèses "réalistes". Devant ce problème, deux attitudes extrêmes sont possibles :

- le réalisme des hypothèses n'est, en général, pas une question pertinente ; seule compte l'exactitude de l'estimation des variables étudiées, ou,
- la validité d'un modèle ne peut être établie, en partie, que sur le réalisme de ses hypothèses de départ.

Il est évident que, toutes choses égales par ailleurs, des hypothèses réalistes sont plus satisfaisantes que des propositions aprioristes. Mais, si le modèle basé sur des hypothèses réalistes est considérablement plus complexe et conduit aux mêmes estimations des variables étudiées, quel modèle faut-il alors préférer ? Les deux attitudes peuvent être appréciées sur des critères de suffisance et de nécessité. Une condition est nécessaire si l'on aboutit à l'invalidation complète de la théorie ou du modèle lorsqu'elle n'est pas vérifiée. Une condition est suffisante lorsqu'elle renforce une théorie ou un modèle, sans lui être nécessaire. Les partisans de la première attitude font valoir que la suffisance des hypothèses est un facteur de simplicité : il permet de dériver des résultats stables, qui sont alors consistants ou inconsistants avec les résultats

d'observation. S'ils sont cohérents avec les observations, cela n'implique pas la validité des hypothèses (Simon 1968 et 1979, Boland 1979). S'ils sont inconsistants, alors le modèle doit être rejeté. Dans la mesure où l'on peut montrer que les hypothèses irréalistes sont des simplifications utiles, mais non nécessaires, on ne court pas de risque. Les opposants de cette démarche "mécaniste" ne sont pas convaincus : face à des problèmes complexes, cette approche est moins sélective des schémas explicatifs pertinents les plus probables, et pour cela, moins efficace comme méthode de recherche (chapitre 5). Le risque de tomber par inadvertance dans le piège de la nécessité est sans doute également toujours latent.

Diverses techniques ont été élaborées pour vérifier la "validité" des modèles par confrontation des résultats donnés. Le lecteur intéressé pourra consulter la synthèse publiée par Naylor et Finger (1971). Depuis cette publication, de nombreuses études sont parues sur l'analyse statistique, la théorie des systèmes et l'économie. Elles sont généralement très techniques, mais une mise à jour relativement récente a été faite par Moore (1985). Elle montre clairement pourquoi il est si difficile de prévoir les événements économiques. Beaucoup de progrès restent à faire dans la théorie et le recueil de données, avant que notre capacité puisse répondre à notre attente. On peut en dire autant de la recherche halieutique.

La validation n'a pas la même signification pour tous. L'apparition de comportements stratégiques est une éventualité permanente. Si un groupe d'intérêts n'apprécie pas les implications des résultats de certaines analyses ou d'une politique, il pourra se croire autorisé à saper leur crédibilité par divers stratagèmes. L'un d'eux consiste à réfuter le "réalisme" des hypothèses et à faire valoir ou à insinuer que les résultats du modèle ne sont "évidemment" pas valables (chapitre 21). Un moyen de mettre en lumière un tel comportement stratégique consisterait à postuler d'autres hypothèses encore moins réalistes, mais aboutissant aux conclusions préférées par le groupe.

Une difficulté encore plus sérieuse réside dans le fait que la vérification de toutes les hypothèses nécessaires et suffisantes, sur lesquelles se fondent les modèles, est simplement trop coûteuse, en temps comme en argent (Naylor and Finger 1971). Lorsque des hypothèses, dont on peut montrer qu'elles sont suffisantes plutôt que nécessaires, risquent d'être contestées, il y aura lieu d'anticiper les objections et de préparer les réponses en testant la robustesse des résultats par rapport aux hypothèses. Malgré sa validité factuelle, l'hypothèse de la concurrence atomiste dans les pêcheries n'affecte probablement pas les décisions d'allocation. Cependant, si elle se révélait factuellement inexacte, l'hypothèse d'une concurrence parfaite conduirait à des conclusions erronées sur les questions de distribution (Rothschild *et al.* 1977, Clark and Munro 1980).

Parmi les pièges de l'analyse des données halieutiques, le fait que les statistiques agrégées de capture et d'effort ne sont pas toujours établies à partir d'inventaires exhaustifs, mais d'échantillons, n'est pas toujours bien pris en compte. A condition que les plans d'échantillonnage soient corrects et ne changent pas trop souvent, cela ne pose guère de problème pour la partie biologique des modèles bioéconomiques. Cependant, lorsque ces statistiques sont combinées à celles du coût de la pêche, on peut trouver que les revenus sont inférieurs, parfois de beaucoup, au point mort. Cela n'implique pas nécessairement qu'il y ait fraude. Des carences dans l'échantillonnage peuvent en être la cause : les données sur les marées documentées sont bonnes, mais manquent pour nombre d'entre elles. Ce genre de problème pratique peut être contourné par un traitement statistique adéquat, en utilisant par exemple des valeurs relatives comme ratios. Ces procédures doivent être expliquées lorsque les résultats sont présentés aux pêcheurs, pour qui les revenus et les coûts bruts sont déterminants pour la survie de leur activité.

6. Quelques conjectures en guise de conclusion

Présenter les modèles bioéconomiques à des publics différents n'est pas chose facile. Les biologistes pourront être intéressés par des questions dont certaines paraîtront obscures à d'autres spécialistes. La même observation s'applique aux économistes. Les pêcheurs s'intéressent aux aspects qui touchent directement à la rentabilité de leur activité. C'est pourquoi on prête aux modèles un rôle didactique et social : celui de rassembler sur des problèmes communs des individus d'expériences et de formations différentes, pour aboutir à des résultats qui paraîtront plausibles à beaucoup. Vue sous cet angle, l'acceptabilité est un autre critère de validité. Si le respect des réalités de ce monde est une condition de la recherche scientifique, d'autres facteurs, comme la plausibilité des résultats pour les utilisateurs, sont des critères de validité, autant psychologique qu'objective. Le conteur a depuis toujours exploité l'allégorie et la parabole dont le pouvoir de persuasion est souvent supérieur aux démonstrations de logique pure. Peut-être faudrait-il se préoccuper de présenter les modèles sous une forme aussi séduisante.

On a beaucoup critiqué la prévision macro-économique ces derniers temps. Ces critiques sont souvent mal fondées dans la mesure où l'erreur quadratique moyenne des prévisions faites par des professionnels était de l'ordre de 1 %. Ce résultat est supérieur à celui obtenu par des critiques non qualifiés. Divers types de modèles donnent des résultats qui concordent bien avec les données historiques ("rétro-projection"). Toutefois, les intervalles de confiance des prévisions se dégradent rapidement, à mesure que l'horizon d'application s'éloigne. Ceci est inévitable avec les systèmes dynamiques stochastiques. L'existence possible de phénomènes chaotiques complique beaucoup les

prévisions et le contrôle des systèmes dynamiques. Au début de ce siècle, le mathématicien Poincaré a pressenti que de légères erreurs dans des systèmes non linéaires pouvaient s'amplifier, et non s'estomper, avec le temps. Les économistes et les biologistes ne sont pas seuls à être confrontés à l'existence éventuelle des systèmes chaotiques. Même pour des systèmes physiques ou techniques simples, mais à régime chaotique, il est très difficile de faire des prévisions (Crutchfield *et al.* 1986). Dans ces systèmes, les états futurs ne sont contraints que par les inégalités majeures résultant de lois physiques. Si les systèmes biologiques et économiques sont chaotiques, il est peut-être inopportun de hasarder des prévisions. Il serait alors préférable de s'intéresser davantage aux indicateurs statistiques des performances sur la longue période, plutôt qu'au raffinement des politiques dynamiques. Par exemple, le point A de la figure 13.1, où la richesse d'une pêcherie est maximale, est au coeur de la plupart des discussions économiques. Pratiquement, tous les modèles d'économie halieutique utilisés jusqu'à maintenant sont non chaotiques, ou supposés tels. Une pêcherie comme celle qui est illustrée sur la figure 13.1, peut être interprétée différemment. Si l'on tient compte de la chute rapide de création de richesse au-delà du point A, et si l'on y ajoute les implications des erreurs d'observation, des phénomènes aléatoires et des difficultés d'application, on peut penser que la majorité des personnes concernées opterait plutôt pour une position un peu à gauche de la chute, même au prix d'un certain manque à gagner potentiel.

On s'est plus intéressé, ces dernières années, aux analyses dynamiques qu'aux analyses statiques. La justesse de ce choix dépend beaucoup de la précision des trajectoires projetées. D'après mon expérience de l'analyse uni - ou multi-variable de séries chronologiques, les prévisions supérieures à un an sont peu précises. Dans ces conditions, l'analyse des propriétés stables sur la longue période serait préférable à l'élégance des traitements dynamiques. Dans beaucoup de pêcheries, les rendements diminuent peu pour des taux élevés d'exploitation. Ce constat invalide les trajectoires, en régime de transition, suggérées par le modèle de Schaefer, lequel postule un déclin linéaire de la p.u.e. En revanche, les projections basées sur le modèle de Pella et Tomlinson ou les modèles structuraux sont plus difficiles à manier, mais sans doute correspondent-elles mieux à la réalité. Les conclusions ordinales des modèles simples semblent, pour la plupart, valides, alors que les prévisions cardinales auxquelles ils conduisent peuvent être fallacieuses. L'analyste qui exploite les estimations de différents états d'équilibre en interpolant les situations intermédiaires de transition, peut obtenir de meilleures estimations des changements par rapport à la valeur actuelle d'une pêcherie, qu'en ayant recours au modèle simpliste de Schaefer.

Ces suppositions sont renforcées par l'existence du risque de comportement stratégique. Toute proposition de changement majeur soulève des passions au sein des groupes dont les intérêts s'opposent. Pour cette raison, une progression par petits pas sous-optimaux peut être préférable à un bouleversement dont la réalisation est rendue incertaine par le jeu des aléas politiques.

REFERENCES

- Anderson, L.G., 1977 - 'The Economics of Fisheries Management.' Baltimore : Johns Hopkins Press.
- , ---, 1981 - 'Economic Analysis for Fishery Management Plans'. Ann Arbor : Ann Arbor Science.
- Anderson, P., 1981 - 'On rent of fishing grounds : a translation of Warming's 1911 article'. Staff Paper : 81-13. Dept. Resource Economics, The University of Rhode Island, Kingston.
- Baranov, F.I., 1918 - 'On the question of the biological basis of fisheries'. *N. i. Ikhtologicheskii Inst.*, 1, 1: 81-128.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957 - 'On the dynamics of exploited fish populations'. *Fish. Invest. Ser. 2*, 19. Min. Agr. Fish. and Food, London : Her Majesty's Stationery Office.
- Boland, L.A., 1979 - 'A critique on Friedman's critics'. *J. Econ. Litter.*, 17: 503-522.
- Christy, F.T. Jr., 1964 - 'Exploitation of a common property natural resource : the Maryland oyster industry'. Ph.D dissertation, Johns Hopkins University.
- Clark, C.W., 1976 - 'Mathematical Bioeconomics : the Optimal Management of Renewable Resources'. New York : Wiley Inter-Science.
- Clark, C.W. and G.R. Munro, 1980 - 'Fisheries and the processing sector : some implications for management policy'. *Bell J. Econ.*, 11: 603-616.
- , ---, 1985 - 'Bioeconomic Modelling and Fisheries Management'. New York : Wiley-Interscience, 291 p.
- Crutchfield, J.A. and G. Pontecorvo, 1969 - 'The Pacific Salmon Fisheries : a Study of Irrational Conservation'. Baltimore : The Johns Hopkins University Press.
- , ---, J. Doync Farmer and N.H. Packard, 1986 - 'Chaos'. *Scientific American*, 255, 6: 46-57.
- Gates, J.M., 1974 - 'Demand price, fish size and the price of fish'. *Can. J. Agric. Econ.*, 22: 1-12.
- , ---, and V.J. Norton, 1974 - 'The benefits of fisheries regulation : a case study of the New England Yellowtail Flounder Fishery'. *Mar. Tech. Rep.*, 21. Univ. of Rhode Island, Kingston.
- , ---, T.A. Grigalunas and L.F. Vicira, 1984 - 'Cost effectiveness of publicly funded research : a case study of the United States Academic Research Fleet'. *Applied Economics*, 15: 335-367.
- Goh, B.S., 1979 - 'Stability of a non-linear delay difference equation in population dynamics'. In V. Lakshmikantham, 'Applied Nonlinear Analysis'. New York, Academic Press : 577-586.
- Goldberg, S., 1958 - 'Introduction to Difference Equations'. New York : John Wiley et Sons, 260 p.

- Gordon, H.S., 1953 - 'An economic approach to the optimum utilization of fishery resources'. *Journ. Fish. Res. Board Canada*, **10**, 7: 442-457.
- , ---, 1954 - 'The economic theory of common property resources : the fishery'. *J. Pol. Econ.* **62**, 2: 124-142.
- Hardin, G., 1968 - 'The tragedy of the commons.' *Science*, **162**: 1243-1248.
- Hofstadter, D.R., 1981 - 'Strange attractors : mathematical patterns delicately poised between order and chaos'. *Scientific American*, **245**, 5: 22-43.
- Lakshmikantham, V., 1979 - 'Applied Nonlinear Analysis'. New York : Academic Press, 726 p.
- Lepiz, L.G. and J.G. Sutinen, 1985 - 'Surveillance and enforcement operations in the Costa Rican tuna fishery.' *Marine Policy* (Oct.) : 310-321.
- Mandelbrot, B., 1982 - 'The Fractal Geometry of Nature'. San Francisco : W.H. Freeman, 460 p.
- May, R.M., 1976 - 'Simple mathematical models with very complicated dynamics.' **261**, 5560: 459-467.
- Meuriot, E., 1985 - 'La flotte de pêche française de 1945 à 1983 : politiques et réalités'. Ressources de la Mer, Direction des Ressources Vivantes, IFREMER, Paris.
- , -, 1987 - 'Les modèles bioéconomiques d'exploitation des pêcheries : démarches et enseignements'. IFREMER, *Rapp. écon. jurid.*, **4**, Paris.
- , -. and J.M. Gates, 1983 - 'Fishing allocations and optimal fees : a single and multilevel programming analysis.' *Am. J. Agr. Econ.*, **65**, 4: 71-721.
- , -. et B. Gilly, 1986 - 'Prix moyen mensuel des espèces démersales en France et à Boulogne-sur-mer : étude économétrique de la période 1974-1983'. Document de Travail DRV/SDA-86-12. IFREMER, Paris.
- Moore, E.J., 1985 - 'On system-theoretic methods and econometric modelling'. *Int. Econ. Rev.*, **26**, 1: 87-110.
- Naylor, T. and J.M. Finger, 1971 - 'Validation,' Chapt. 5, *In* Naylor (ed.) - 'Computer Simulation Experiments With Models of Economic Systems'. John Wiley and Sons, New York : 502 p.
- Neumann (Von), J. and O. Morgenstern, 1947 - 'Theory of Games and Economic Behavior'. Princeton Univ. Press, Princeton.
- Pearl, R., 1925 - 'The Biology of Population Growth'. New York : Alfred A. Knopf.
- Pella, J.J. and P.K. Tomlinson, 1969 - 'A generalized stock production model.' *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna. Comm.*, **13**: 421-496.
- Richardson, E.J. and J.M. Gates. 1985 - 'Economic benefits of American lobster fishery management regulations.' *Mar. Resour. Econ.*, **2**, 1: 353-382.
- Ricker, W.E., 1958 - 'Handbook of computations for biological statistics of fish populations'. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, **119**, 300 p.
- Rothschild, B.J., J.M. Gates and A.M. Carlson, 1977 - 'Management of marine recreational fishing'. *In* Clepper (ed.) - 'Marine Recreational Fisheries.' Washington, DC : Sport Fishing Association, 220 p.
- Sauvy, A., 1969 - 'General Theory of Population'. New York : Basic Books, Inc., 550 p.
- Schaefer, M.B., 1954 - 'Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries.' *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.*, **1**: 27-56.
- Schofield, N., 1978 - 'Instability of simple dynamic games.' *Rev. Econ. Stud.*, **45**: 575-594.

- Scott, A.D., 1955 - 'The fishery : the objectives of sole ownership,' *J. Polit. Econ.*, 63: 116-124.
- Simon, H.A., 1968 - 'On judging the plausibility of theories'. In Rootsellar, B. (van) and J.F. Stael (eds.) - 'Logic, Methodology and the Philosophy of Science'. Amsterdam, North-Holland Publishing Co. : 439-459.
- , ---, 1979 - 'Rational decision-making in business organizations'. *Am. Econ. Rev.*, 69, 4: 493-513.
- Smith, V.L., 1968 - 'Economics of production from natural resources'. *Am Econ. Rev.*, June 1968 : 409-431.
- Warming, J. 1911 - 'Om grundrente of fiskegrunde'. *Natl.Ökon. tidskr.*, 49: 499-505. A review and translation of this work appears in P. Anderson (1981), subsequently published in the *J. History of Political Economy* .



Photo 22. — Pêche du hareng à la senne dans le Barkley Sound en Colombie britannique (Canada).
(Cliché C. Newton).

14 - LA REGULATION DU TAUX D'EXPLOITATION DANS LES PECHERIES COMMERCIALES

John M. Gates

"Dans bien des cas, le pêcheur le plus honnête ne peut poser un casier, une ligne ou un filet sans enfreindre un règlement".

A. Scott and P.A. Nehrer, 1979. The Public Regulation of Commercial Fisheries in Canada.

1. Introduction

Le titre de ce chapitre peut faire penser que le taux d'exploitation doit toujours être régulé dans la pêche commerciale. Cela est sans doute vrai dans de nombreux cas. Mais il n'est pas évident que le besoin soit universel. Certes, les modèles bioéconomiques montrent l'existence, dans la plupart des pêcheries commerciales, de gains dont la réalisation dépend de la régulation du taux d'exploitation (chapitres 13 et 18). Ils confirment, ce que nous savions déjà, que notre monde n'est pas l'Utopie. Mais, seul, ce constat ne suffit pas. Il faut, de plus, s'assurer de la faisabilité des mesures. Cela n'est pas toujours aisé, car l'efficacité des réglementations dépend de plusieurs facteurs, dont certains sont difficiles à cerner et à mesurer *ex ante*.

Dans ce chapitre, on admet que les gains escomptables de l'aménagement sont représentés par les bénéfices potentiels des pêcheurs mesurés en termes de surplus des producteurs, et ceux des consommateurs mesurés sous la forme de surplus des consommateurs. Les modèles bioéconomiques permettent bien d'estimer ces bénéfices

potentiels et leur incidence possible sur les agents de production, mais ce n'est là que le commencement du problème posé par l'aménagement de la pêche. Dans l'aménagement, les difficultés pratiques commencent avec le choix des mesures collectives susceptibles, à la fois, d'améliorer la situation courante et d'être acceptées. Pour cela, il faut revenir à la réalité d'un monde fait de négociations, de persuasions et de compromis. Si l'analyse peut contribuer à réduire certains points de désaccord, ce monde est dominé par l'art de la négociation et des coalitions. Un responsable local, maîtrisant parfaitement les nuances culturelles régionales, peut parfaitement y désarçonner un "étranger".

Si la présentation qui suit semble paraître, par endroits, pessimiste, ce n'est pas de propos délibéré. Signaler les difficultés qui se présentent, n'implique pas que celles-ci doivent nécessairement se manifester, ni qu'elles ne puissent pas être surmontées. Pour déterminer si des gains peuvent être réalisés, il faudrait établir, cas par cas, si les méthodes ou les instruments des politiques de régulation pourront bien être mis en oeuvre et appliqués et, cela, pour un coût qui ne dépasse pas les bénéfices attendus. Le problème n'est pas nouveau ; il a été longuement débattu (Crutchfield 1979, Beddington and Rettig 1983).

Ce chapitre fera souvent appel, de façon intuitive, à un concept bien connu de la théorie des jeux. Les règlements et les institutions sociales auxquels chacun de nous est soumis font partie d'un grand "jeu". L'analyse des politiques publiques peut s'entendre comme l'évaluation des différentes "règles du jeu", dont les résultats peuvent se solder par une somme positive, nulle ou négative. Ces termes expriment le signe du bilan des bénéfices (ou des gains) et des coûts (ou des pertes). Lorsque la somme est positive, les résultats se mesureront en termes :

- d'efficacité économique : par définition, les bénéfices et les gains excèdent alors les coûts et les pertes ; l'existence d'un solde positif conditionne le second terme ;
- de compensation et de redistribution : dans un jeu à somme positive, il est possible, en principe, de compenser les perdants par une redistribution des gains ; dans ce cas, il peut ne pas y avoir de perdants et il y aura au moins quelques gagnants.

En revanche, lorsque le jeu se solde par une somme nulle ou négative, personne ne peut gagner, sauf au détriment de certains autres. Vue sous cet angle, l'analyse des options peut être envisagée comme un moyen de faciliter le choix d'une politique qui conduise à une somme positive, et non pas nulle ou négative. Un autre aspect de la théorie des jeux non triviaux est la présence de plusieurs décideurs dont les objectifs s'opposent, en totalité ou en partie. Dans de telles conditions, chaque décideur est susceptible de réagir stratégiquement aux décisions des autres, de façon *a priori* non triviale. La formation de coalitions représente l'une de ces stratégies. Pour évaluer, même intuitivement, les chances de réussite d'une politique, l'éventualité de l'apparition

de comportements stratégiques doit être envisagée. Les concepts de somme positive, de comportement stratégique et de coalition seront souvent évoqués dans ce chapitre. Ces comportements analysés par la théorie des jeux sont aussi vieux que les conflits entre les hommes. Sur ce thème on pourra trouver dans Ponsard (1981) citation délicieusement machiavélique remontant à la Conférence de Saint Germain, en 1570.

Ce chapitre débute par un bref rappel des principaux types de réglementation. Leur évaluation et celle des systèmes d'aménagement suppose que l'on dispose d'une grille de critères appropriés. Le chapitre se poursuit, donc, par la présentation des critères auxquels on peut faire appel. Ceux-ci serviront, finalement, pour évaluer l'intérêt potentiel des différentes méthodes de régulation de la pêche.

2. Principales méthodes

L'accès à une pêcherie peut être régulé de manière *directe* ou *indirecte*. Les méthodes directes de régulation portent essentiellement sur la ressource, le taux de capture autorisé, et les moyens d'exploitation. Les taxes différentielles et les subventions permettent d'exercer des pressions en vue de faire évoluer de façon indirecte les pêcheries dans le sens souhaité.

De nombreuses méthodes sont utilisées ou ont été préconisées pour contrôler le taux d'exploitation. Elles comprennent :

- les contrôles portant sur la ressource :
 - a) fermetures saisonnières,
 - b) fermetures par zones,
 - c) âge ou taille minimum (et maximum) ;

- les altérations de l'efficacité technique des moyens de capture :
 - a) restriction sur les engins de pêche,
 - b) limitations de capture et de prise par sortie,
 - c) contingents globaux,
 - d) réductions du taux d'utilisation ;

- les méthodes de limitation de l'accès :

- a) droits d'accès aux zones de pêche,
- b) droits de capture,
- c) licences de capacités de capture,
- d) permis par navires,
- e) licences individuelles,
- f) taxations,
- g) création de cartels.

Ces méthodes ne sont généralement pas exclusives. Dans bien des cas, elles sont même complémentaires. Les bénéfices économiques tirés d'un jeu de méthodes sont alors supérieurs à ceux que l'on peut attendre de chacune, appliquée séparément. Ainsi, l'augmentation de l'âge de première capture ne peut donner son plein effet que si l'on contrôle simultanément l'accès à la pêcherie (chapitres 2, 13 et 18). Ce point important ne sera pas rappelé à propos de chaque mesure.

Avant d'examiner les effets de chaque type de mesure, il faut rappeler que les biologistes et les économistes des pêches n'utilisent pas le terme d'"effort de pêche" dans le même sens. Dans les évaluations de stocks, les termes d'effort de pêche (E) et de coefficient de mortalité par pêche (F) sont souvent, en pratique, utilisés indifféremment. En économie, l'effort se réfère au taux d'utilisation de ressources économiques (capital, main d'oeuvre, mazout, etc.) qui, combinées, induisent une mortalité par pêche. Ainsi, le nombre de jours de pêche d'un bateau standard, ou le nombre de mouillages d'un nombre donné de casiers, sont des unités typiques de cette mesure. Dans beaucoup de pêcheries, F et E sont liés par une inégalité simple : $F \leq qE$. Dans une pêcherie non régulée, on peut souvent mesurer E de telle sorte que cette inégalité puisse être remplacée par une égalité stricte. Mais il ne s'agit pas là d'une nécessité biologique ou mathématique. Cette simplification est possible, dans une pêcherie non régulée, parce que chaque pêcheur a intérêt sur le plan économique à maintenir le rapport F/E à un niveau aussi élevé que possible. Par contre, dans une pêcherie régulée, les comportements stratégiques des pêcheurs, en réaction aux réglementations, peuvent altérer les rapports d'égalité tirés de l'analyse des données historiques : d'où cette inégalité. C'est pourquoi, les économistes qui ont à traiter de rapports économiques basés sur des valeurs monétaires utilisent, sur le plan sémantique, le terme d'"effort" dans un sens différent des biologistes, qui sont, eux, soucieux d'évaluer la mortalité par pêche. Cette différence revêt une importance considérable au moment du choix des politiques d'aménagement.

Le fondement des mesures visant à accroître la production par recrue et à conserver la ressource a été présenté aux chapitres 2 et 7. Elles ne seront pas reprises ici. Le lecteur est invité à s'y reporter.

2.1. Les altérations de l'efficacité technique des moyens de capture

Ces mesures ont une longue tradition dans la pêche. Elles visent généralement à restreindre la mortalité par pêche. En pratique, elles consisteront, par exemple, à protéger les juvéniles ou les nourriceries. Mais, bien que ce ne soit généralement pas leur objet explicite, elles réduisent simultanément l'efficacité technique globale de la pêche. C'est pour rendre compte, sans connotation péjorative, de ces deux effets, que j'utilise le terme d'altération de l'efficacité technique. En Amérique du Nord, l'emploi de dragues à partir de bateaux motorisés est communément interdit pour la pêche des coquillages dans les pêcheries où l'accès est libre. Les restrictions portant sur les engins sont adoptées, formellement, pour limiter le taux d'exploitation ou, plus fréquemment, pour le faire porter préférentiellement sur les classes les plus âgées.

Les contingents de capture ou de prise par sortie sont utilisés dans plusieurs pêcheries pour limiter les prises de chaque navire sur des périodes déterminées, souvent journalières. Les quotas globaux diffèrent des limitations par sortie en ce sens que le contingentement ne porte pas ici sur les navires, pris individuellement, mais sur une flottille considérée globalement. Tant que le quota n'est pas atteint, aucun pêcheur n'est affecté par la mesure ; mais une fois le plafond atteint, aucun bateau n'est plus autorisé à pêcher. Une autre méthode, appelée *taux réduit d'usage*, est parfois employée pour diminuer l'efficacité technique des moyens de production. Classiquement, elle se traduit par la réduction de la durée des opérations de pêche autorisées chaque jour, ou chaque semaine.

2.2. Les méthodes de limitation de l'accès

Les méthodes de limitation de l'accès diffèrent des mesures précédentes en ce sens qu'elles visent à modifier la facilité relative d'entrée ou de sortie des capacités de capture dans une pêcherie.

Les droits territoriaux réservent une zone à un ensemble, défini par extension, de pêcheurs individuels ; à la limite, une concession est allouée à un seul exploitant. Cette méthode est très semblable aux droits de propriété (ou d'usage) foncière en agriculture. De même qu'un avion peut survoler le champ d'un paysan, les bateaux peuvent transiter au-dessus d'un territoire de pêche, à partir du moment où ils s'abstiennent de pêcher. Des droits territoriaux sont appliqués avec succès pour la pêche d'espèces sédentaires,

comme les coquillages, les crustacés ou les algues. Les *droits individuels de capture* sont analogues aux *contingents de capture* (par sortie ou non), à un point important près : leur validité porte, en général, sur une période beaucoup plus longue. Le plus souvent, la période de validité est l'année, cette période étant l'unité de temps la plus commode pour l'aménagement des stocks, comme pour la comptabilité des armements. Le plan du bateau, ses engins de pêche et l'expérience de son patron déterminent la puissance de l'unité de pêche, c'est-à-dire sa capacité à infliger une certaine mortalité pendant un laps de temps donné. En principe, donc, il devrait être possible de contrôler les plans de construction et d'armement des unités de pêche, de façon à fixer leur *capacité de capture* à des niveaux déterminés. Les *permis de navires* limitent le nombre de bateaux autorisés à opérer dans une pêcherie donnée. Cette mesure permet de stabiliser l'effectif d'une flottille et, dans une certaine mesure, la puissance de pêche des navires. Les *permis individuels*, accordés aux pêcheurs, sont voisins des permis attribués aux navires ou aux armements.

Les *systèmes de taxation* permettent, en principe, de limiter l'entrée dans une pêcherie. Pour cela, le taux des redevances peut être fixé à un niveau qui, à partir d'un certain seuil, dissuade économiquement l'arrivée de nouveaux pêcheurs.

La *création de cartels* consiste à réserver le droit d'accès dans une pêcherie aux membres d'organisation(s) de pêcheurs définie(s) et à confier à ces dernières la responsabilité de déterminer l'effectif et les qualifications requises pour en faire partie.

3. Critères d'évaluation

Les objectifs de l'aménagement sont multiples : création de richesses, optimisation de l'emploi et des salaires, conservation de la ressource, réduction des litiges, etc. De même, chaque mesure de régulation du taux d'exploitation a plusieurs effets. Un seul critère ne saurait donc suffire à évaluer les méthodes. Un jeu de critères doit être établi par référence aux objectifs généraux de l'aménagement, ainsi qu'à des considérations sur la facilité d'application des mesures. Nous retiendrons les critères suivants :

- les incidences sur les bénéfices et les coûts,
- les implications sur l'adoption des innovations techniques,
- la flexibilité face à la variabilité,

- l'implication d'écarts dans des facteurs comme la compétence,
- le coût de l'aménagement et de l'application des règlements,
- l'utilisation efficace des ressources économiques,
- la réduction des comportements stratégiques.

Dans cette liste ne figure pas la conservation des ressources halieutiques. En effet, celle-ci constitue plus un objectif d'aménagement. Toutes les mesures étudiées ici sont susceptibles de contribuer, seules ou en combinaison, à la réalisation de cet objectif. Bien que ce dernier soit important, il ne fournit pas un critère suffisamment discriminant : un critère qui s'applique aux différentes options ne peut contribuer à leur sélection. En outre, les relations entre les objectifs économiques et ceux de la conservation ont été discutés (Troader 1982) : souvent, les critères d'efficacité économique sont plus restrictifs en matière de conservation des ressources naturelles, que les plafonds préconisés par les biologistes.

3.1. Incidence sur les bénéfices et les coûts

Les bénéfices escomptés de mesures visant à limiter le taux d'exploitation englobent les gains pour les producteurs et ceux qui reviennent aux consommateurs. Une telle dichotomie est réductrice car, au sein d'un groupe, les membres d'un sous-ensemble peuvent voir leurs bénéfices diminuer. Ainsi, il arrive qu'une régulation sur les engins de pêche visant à augmenter l'âge de première capture *puisse* profiter aux consommateurs, sans bénéficier pour autant aux pêcheurs en activité. Elle peut même leur coûter (chapitre 13). En termes d'acceptabilité, la question de l'incidence (qui gagne et qui perd) domine celle de l'efficacité globale, mesurée par la différence entre bénéfices totaux et les coûts totaux. Certains bénéfices sont ainsi, inévitablement, plus appréciés que d'autres. Ainsi, les mesures visant à restreindre l'accès avantageront presque exclusivement les pêcheurs, tandis que les systèmes de taxation rapporteront directement à l'Etat.

Les stocks de "menhaden" exploités au large de la côte atlantique des Etats-Unis se déplacent saisonnièrement. Pendant leur migration vers le nord, les poissons croissent et leur teneur en matières grasses augmente rapidement. Une mesure qui limiterait leur pêche durant les autres saisons dans le but de tirer profit de leur croissance et d'optimiser la production d'huile, peut être tout à fait justifiée du point de vue économique. Mais, appliquée seule, elle n'offre pas de compensation aux pêcheurs qui ne peuvent venir opérer dans la zone autorisée pendant la saison d'ouverture ; ils

n'en apprécieront pas l'incidence. Comme l'économie ne possède pas le pouvoir de faire disparaître par enchantement ces problèmes de distribution, ceux-ci devront être anticipés et les diverses possibilités de compensation étudiées. On peut avoir recours, à des mécanismes d'échange de gré à gré pour réaliser une somme positive.

Dans l'analyse des questions d'incidence, il importe de tenir compte également de la répartition du coût d'application des réglementations. Si l'on admet que le coût d'une réglementation doive incomber préférentiellement à ceux qui en bénéficient, et non pas seulement à ceux qui sont solvables, on doit chercher à faire coïncider les frais et les gains. Une bonne coïncidence présente le mérite supplémentaire de réduire le risque d'apparition de comportements stratégiques. Si l'Etat est seul à supporter le coût des réglementations, les pêcheurs ne seront pas enclins à rechercher des mesures économiquement efficaces.

Un tel comportement n'est pas propre au secteur privé. Si une mesure est adoptée par le ministère chargé des pêches, pour être appliquée par le ministère chargé du contrôle et de la surveillance, un transfert de crédits, correspondant aux dépenses, d'un ministère à l'autre, peut être nécessaire. Lorsque les budgets sont serrés - c'est le cas habituel -, une administration sera encline à préparer des plans d'aménagement dont les coûts incombent en partie à d'autres départements ministériels et, cela, d'autant plus que les mesures envisagées sont impopulaires. Ces considérations peuvent contrecarrer le choix de méthodes moins onéreuses et plus efficaces. Pour prendre un exemple, aux Etats-Unis, l'application en mer des mesures d'aménagement est du ressort du service des Gardes-Côtes. L'application des mesures dans les ports incombe au Service national des pêches maritimes. Bien qu'un système qui privilégie la surveillance dans les ports soit moins coûteux et probablement plus efficace, on a préféré un système qui repose sur la surveillance en mer et confié cette responsabilité et ses coûts à une autre agence. Pourtant, le service des Gardes-Côtes connaît également des contraintes budgétaires.

3.2. Effets sur l'adoption des innovations techniques

Les pêcheurs, pris globalement, et la société ont probablement intérêt à voir instaurées des mesures qui permettent aux producteurs les plus efficaces, les plus inventifs et les plus industriels, de progresser. Mais, pour les raisons d'incidence évoquées précédemment, certains pourront être d'avis contraire. De toute façon, le critère est pertinent. Il est de l'intérêt à long terme d'une société de préférer, pour ses secteurs concurrentiels, les systèmes réglementaires qui permettent à ceux qui font preuve d'esprit d'initiative de retirer des fruits des améliorations de leur productivité, et

de ne pas proscrire les techniques et les méthodes qui contribuent à faire baisser le coût de production.

3.3. Flexibilité face à la variabilité

La pêche est soumise à de fortes variations. Il en est de même en agriculture. Dans ce dernier secteur, la production est saisonnière. La plupart des décisions se font au printemps et deviennent économiquement irréversibles pour le reste du cycle de culture. Ce processus de production présente des analogies avec le lancement d'un missile balistique : une fois lancé, sa trajectoire peut difficilement être modifiée, sinon pas du tout.

Dans la pêche, en revanche, la production s'opère selon un processus beaucoup plus continu. Cette distinction entre production saisonnière et continue n'est pas nouvelle. Elle n'en a pas moins des implications importantes sur la marge de manoeuvre dans les prises de décision. Dans une production saisonnière, les données relatives à l'intersaison n'ont pratiquement plus d'incidence pendant la saison de culture. En revanche, dans la pêche, il est souvent possible de modifier, parfois très significativement, de façon quasi journalière, les décisions de production. Celles-ci pourront concerner la zone de pêche, les espèces-cible, les engins, etc. Aussi, une information sur ce qui s'est produit la veille peut-elle intéresser bien davantage le pêcheur que des données datant d'un mois ou d'un an. C'est pourquoi les techniques de prévision si utiles en agriculture présentent moins d'intérêt dans la pêche où les producteurs peuvent faire difficilement mieux que d'extrapoler les données de la veille dont ils disposent. En revanche, l'autorité chargée de l'aménagement d'une pêcherie opère couramment à partir d'une information vieille de plusieurs mois, voire d'un an. Les facilités de flexibilité qu'offrent les différentes méthodes d'aménagement sont imparfaitement connues. La flexibilité est rendue aussi nécessaire par l'existence de fluctuations à plus long terme dans l'abondance et la disponibilité des ressources halieutiques. Des ajustements périodiques sont souhaitables et, parfois, nécessaires. Il importe de tenir compte de ce besoin lors du choix des mesures de régulation du taux d'exploitation. On devra notamment considérer comme moins adaptées celles qui risquent d'accentuer les fluctuations de la ressource, ou leurs effets sur la stabilité des opérations de pêche. Mais, peut-être faut-il considérer les pêcheries comme essentiellement chaotiques. Les interventions axées sur une échelle de temps saisonnière, voire annuelle, pourraient bien être mal adaptées aux échelles qui dominent la dynamique des pêcheries (chapitre 9).

En matière de flexibilité, l'aménagement des pêcheries plurispécifiques pose des problèmes particulièrement frustrants. Ici, également, la stratégie convenable pourrait

bien être une régulation souple du taux d'exploitation appliqué à des sous-ensembles toujours plurispécifiques : en voulant réguler finement l'exploitation par espèces, on risque de provoquer des problèmes plus graves que ceux que l'on cherche à résoudre. Les raisons à l'origine des frustrations que suscite l'aménagement des pêcheries plurispécifiques seront analysées plus loin.

3.4. Les implications des différences de compétence

Dans le développement des théories et l'élaboration de modèles bioéconomiques, on a tendance à considérer comme homogènes les données disponibles. Cette simplification n'est pas correcte au niveau opérationnel. La compétence des patrons varie énormément, plus encore que les fluctuations temporelles des ressources. Les méthodes qui n'en tiennent pas compte négligent des effets importants sur la distribution des gains et des coûts. Ces écarts peuvent susciter des comportements stratégiques allant à l'encontre de l'adoption des mesures proposées. Ainsi, les pêcheurs les plus productifs et qui possèdent de meilleures capacités de mobilité, sont susceptibles de mieux profiter de plans d'aide publique à la réduction des capacités excédentaires de capture et de quitter préférentiellement une pêcherie où l'on souhaite réduire l'effort.

3.5. Coûts de l'aménagement

Dans l'analyse économique des politiques publiques dont l'aménagement des pêches fait partie, on admet généralement que la préférence doit être donnée à celles qui génèrent des bénéfices supérieurs à leurs coûts. A défaut, on préférera des politiques qui, du point de vue économique, atteignent leurs objectifs sociaux pour un bon rapport performance-coût. C'est pourquoi les économistes s'intéressent aux bénéfices et aux coûts des plans d'aménagement, ainsi qu'à leur incidence. Dans beaucoup de pays, le secteur public est tenu de justifier ses programmes par les gains auxquels ils peuvent contribuer. L'aménagement des pêches détourne une partie des ressources économiques restreintes produites par les autres secteurs de l'économie nationale. Dans certaines pêcheries, le coût pour l'Etat de l'aménagement peut atteindre jusqu'à 80% de la valeur des captures au débarquement. Comme les bénéfices potentiels nets ne représentent souvent qu'une fraction de la valeur brute, il est vraisemblable que, dans les situations extrêmes, le coût d'un programme d'aménagement et de son application puisse dépasser de façon appréciable ses bénéfices économiques nets. Dans la comptabilité des coûts de gestion, il est important de tenir compte des dépenses hors marché, en même temps que celles réalisées dans le

cadre des transactions commerciales. Par exemple, certaines régulations peuvent entraîner une augmentation du taux de rejet. Une proportion élevée des poissons rejetés est destinée à périr par suite de blessures, des effets de la décompression, d'exposition sur le pont, et de la prédation. La valeur marchande des rejets est un coût hors marché, car elle est exclue de la consommation par l'effet même de la régulation. Ce coût hors marché peut être assez facilement évalué en utilisant le concept de surplus du consommateur (Dupuit 1844).

3.6. Utilisation efficace des ressources économiques

Dans tous les secteurs de l'activité économique, un produit ou un service peuvent être obtenus de différentes façons. Dans la pêche, on a le choix entre toute une gamme de possibilités techniques, parmi lesquelles figurent le plan et la taille du bateau, la puissance du moteur, les engins, etc. Les solutions techniques utilisées diffèrent par leur contenu unitaire en ressources rares, comme la main d'oeuvre, l'acier, le combustible, ... Il est préférable de choisir des solutions techniques qui minimisent le coût de production unitaire. Cela n'est pas toujours évident pour les techniques qui n'ont pas encore été expérimentées, soit parce qu'elles n'existaient pas auparavant, soit parce que leur rapport performance-coût était jusqu'alors insuffisant, soit parce que leur mise en oeuvre n'était pas maîtrisée. L'exemple, pas tout à fait hypothétique, de la pêche des palourdes à l'aide de grandes dragues, peut fournir une illustration de cet aspect. Dans une pêcherie, les bateaux peuvent venir débarquer leurs captures à terre, où celles-ci sont traitées. Si l'on envisage de limiter la pêche à certaines heures chaque semaine, il pourra devenir plus profitable d'utiliser un bateau de ramassage, afin de permettre aux dragueurs de maximiser leur temps sur zone pendant les horaires autorisés. Ainsi, en limitant le temps pendant lequel la pêche est autorisée, on peut modifier le choix des techniques d'exploitation dans un sens qui réduise le rapport performance-coût. En général, les options techniques se différencient par leur contenu unitaire en main d'oeuvre et en capital. Les régulations qui faussent les choix technologiques privilégieront des systèmes plus consommateurs en capital ou en main d'oeuvre, ou des deux facteurs à la fois. En interdisant la motorisation de la pêche des coquillages, par exemple, l'usage de dragues manuelles entraînera une plus grande utilisation de main d'oeuvre et, donc, un mode d'exploitation économiquement moins efficient.

3.7. Réduction des comportements stratégiques

Toute situation caractérisée par des niveaux de décision multiples et des divergences d'intérêt offre aux "joueurs" des possibilités et des motivations de comportement stratégique. Logiquement, les critères précédents devraient permettre de traiter les effets de ce type de comportement. Cependant, ces comportements sont souvent furtifs. Aussi, est-il préférable de les considérer explicitement.

Les institutions sociales offrent, avec une réussite variable, un réseau de possibilités et de motivations au sein duquel les intérêts individuels conduisent à des résultats, sinon optimaux, du moins intéressants pour la société. Bien qu'imparfait, le marché réalise dans une grande mesure une telle fonction. Mais il nécessite un ensemble très évolué de droits de propriété. Par contraste, plusieurs auteurs (Ise 1925, Ciriacy-Wantrup 1952, Scott 1955, Smith 1981) imputent la cause des problèmes de conservation des ressources naturelles à l'absence de droits d'usage clairement définis, expression plus large que celle de droits de propriété. Les droits de propriété présentent l'avantage important de pouvoir être appliqués largement de façon décentralisée. Un individu enfreint rarement le droit de propriété d'un autre, car il sait, par ouï-dire ou par expérience, que la partie lésée peut faire appel à la justice à son encontre. Dans l'application des règlements, les administrations publiques interviennent peu.

Par contraste, dans la pêche, la démarche suivie pour atteindre les objectifs d'aménagement, et élaborer et appliquer les réglementations, fait peu appel aux intérêts particuliers. La stratégie suivie paraît conçue pour favoriser l'apparition de comportements stratégiques. Ainsi certains fonctionnaires responsables de l'application des réglementations dans le secteur de la pêche, estiment que l'inapplicabilité des mesures joue beaucoup dans l'intérêt que leur accordent les pêcheurs. Si leur point de vue est valide, les pêcheurs adoptent un comportement stratégique en souscrivant à des mesures pour des motifs inavoués.

Nous avons vu qu'un bon moyen de réduire ce type de comportement consistait à faire coïncider autant que possible les gains et les coûts. Si le coût de l'aménagement est totalement assuré par le secteur public, les pêcheurs gradueront leur soutien aux mesures en fonction de leurs convenances et de leurs préférences personnelles, et non en fonction de la capacité des réglementations à réaliser, pour un coût comparable, la régulation du taux d'exploitation.

4. Evaluation des méthodes alternatives

4.1. Contrôles portant sur les ressources

Cet ensemble de mesures vise, on l'a vu, à réguler la pêche de la manière la plus directe et la plus spécifique, compte tenu des particularités des ressources à gérer. Elles comprennent les fermetures saisonnières et zonales, et les tailles minimales (ou maximales) de capture. Elles restent assez souples vis-à-vis de la variabilité ; le coût de leur application peut rester modéré lorsqu'elles sont bien acceptées des pêcheurs. Conceptuellement, on peut les considérer comme des exemples d'application de la "norme minimale de sûreté", préconisée par Ciriacy-Wantrup (1952). Elles visent à protéger les jeunes pour optimiser la production par recrue ou pour leur permettre de participer à la première saison de reproduction. Elles peuvent aussi viser à protéger les géniteurs. Mais, leur justification par rapport à ces deux derniers objectifs dépend de la mise en évidence d'une relation stock/recrutement, problème qui sera illustré plus loin, par analogie avec un exemple tiré de l'économie.

Les réglementations sur les engins de pêche, dont celui du maillage fournit un bon exemple, peuvent avoir plusieurs effets. En réduisant la mortalité des juvéniles, elles servent à augmenter l'espérance de capture par recrue pour un niveau donné d'effort de pêche. Mais leur application néglige souvent le caractère d'"équilibre partiel" inhérent à la mesure (chapitres 2, 13 et 18). En effet, sans dispositions complémentaires, l'augmentation de la production par recrue provoquera un accroissement de l'effort de pêche qui ramènera le rendement à son niveau antérieur.

On peut aussi réglementer les engins pour accroître la taille moyenne des individus capturés. Les individus de grande taille de nombreuses espèces valent plus cher que les individus plus petits. Une telle mesure augmente donc la valeur unitaire des captures. Mais, comme pour la production par recrue, cette analyse est partielle. L'élévation du revenu par unité d'effort stimulera une augmentation de l'effort et, donc, à terme, un déclin de ce revenu, jusqu'au retour aux performances antérieures. Pour les pêcheurs en activité, il est peu probable que la valeur actualisée des bénéfices escomptés de cette mesure compense leurs pertes immédiates. La majorité des gains seront réalisés par les nouveaux entrants mobilisés par l'amélioration transitoire des rendements. Par contre, les consommateurs y gagneront, surtout si le marché favorise les poissons de grandes tailles dont le prix unitaire baissera avec la disparition des plus petits. La réglementation peut donc être économiquement justifiée, même si les pêcheurs y perdent : il suffit pour cela que l'augmentation du surplus des consommateurs excède la perte subie par les pêcheurs.

Le même type de mesure est aussi préconisé lorsque la taille du stock parental est suffisamment réduite pour entraîner, ou faire craindre, une baisse significative du recrutement. Dans ce cas, une réglementation des engins pourrait permettre à suffisamment de poissons d'atteindre la maturité et de participer au moins une fois à la reproduction. On a parfois préconisé la protection des géniteurs pour la même raison. Cette protection peut être aussi réalisée par des fermetures saisonnières ou zonales visant à interdire la pêche sur les frayères, ou par l'obligation de rejeter les femelles grainées de grands crustacés, par exemple, ou encore par l'interdiction de commercialiser ces individus.

Toutes ces mesures procèdent d'une stratégie qui vise à protéger la ponte dans l'espoir de contribuer au maintien du recrutement moyen. Discutant des mérites des réglementations sur la longueur minimale de la carapace des langoustes, Idyll (1962, p. 274) a fait observer : "La limitation est justifiée par la nécessité de protéger la ponte. Cela suppose que le nombre d'oeufs émis et le nombre de larves requis pour maintenir la population soient liés au nombre minimal d'adultes qui doivent être protégés jusqu'à ce que la ponte ait lieu... Malheureusement, les faits ne supportent pas cette façon de penser. Sauf pour certaines pêcheries d'espèces anadromes, nous n'avons jamais démontré, à ma connaissance, l'existence d'une relation entre le nombre d'oeufs émis et la taille de la population adulte (successive)".

Dans un domaine économique aussi sérieux que celui de l'imposition sur le revenu, une hypothèse analogue a donné le jour à des thèses plaisantes. Ces arguments se sont récemment cristallisés sur la courbe de Laffer, du nom de son plus récent avocat. Cette courbe se fonde sur la prémisse, inattaquable, que les revenus fiscaux sont nuls quand le taux d'imposition est nul, et quand il atteint 100%. On peut avancer, de manière tout aussi irréfutable, qu'il existe, pour les taux intermédiaires, une courbe dont la partie gauche est ascendante, reflet de l'augmentation des revenus fiscaux avec celle du taux d'imposition, et la partie droite descendante, reflet d'un effet négatif de taux d'imposition élevés. On en déduit logiquement, qu'il existe un taux fiscal "optimum" correspondant au sommet de la courbe. La difficulté avec ce genre de relations, tautologiquement vraies à leurs bornes, est que les données de base sont affectées d'un bruit qui rend leur détermination impossible. Dans la plupart des pêcheries, le niveau de bruit sur l'intervalle des options pertinentes pour l'analyse des politiques d'aménagement, est tel qu'on ne peut, ni déceler, ni mesurer cette relation (Idyll 1962, Gardner 1981, chapitres 4 et 9). Chacun est toujours libre d'invoquer ces relations dans un modèle mathématique, mais les invocations réussissent surtout à convaincre ceux qui croient déjà. J'ajouterai que cette critique ne dénie pas que les taux fiscaux puissent être excessifs ; elle attire simplement l'attention sur le fait que nous n'avons pas encore réussi à mesurer la relation alléguée.

Lorsque plusieurs espèces sont simultanément accessibles aux mêmes navires, les pêcheurs peuvent répondre aux réglementations sur le maillage en armant des filets de maillages différents pour la pêche de différentes espèces. Le contrôle en mer du respect de la réglementation peut alors devenir très onéreux. L'application sera facilitée si les interdictions concernant le maillage minimal portent sur la possession de l'engin, plutôt que sur son usage.

Les régulations portant sur les tailles minimales de capture sont valables pour les pêcheries unispécifiques, dans lesquelles on peut utiliser de façon économiquement efficace des engins sélectifs. Mais, dans les pêcheries plurispécifiques, la sélectivité des engins n'est que partielle ; il peut alors se révéler utile de compléter la réglementation par des contingents de capture par sortie pour les petites espèces. Mais, il faut dans ce cas s'attendre à une augmentation du taux de rejet, qui se traduira par une augmentation, souvent mal détectée, de la mortalité de certaines espèces et un gaspillage accru de protéines comestibles, sans amélioration évidente de la conservation.

La fermeture de zones de pêche soulève également des problèmes d'application. Si la zone fermée coïncide avec l'aire de répartition des espèces, on aboutit *ipso facto* à la fermeture de leur pêche. Ce n'est pas par coïncidence que l'on constate, par expérience, que les prises déclarées pour les secteurs limitrophes de la zone de défens augmentent fréquemment, comme par enchantement, après l'adoption de telles mesures.

Les fermetures saisonnières peuvent se révéler plus faciles à appliquer et plus efficaces pour atteindre les objectifs de conservation. Mais, sans informations complémentaires sur la faculté d'adaptation de diverses flottilles, l'incidence de ce type de réglementation sur les bénéfices et les coûts est difficile à prévoir. Ce genre de mesure peut susciter le développement et l'utilisation d'équipements très élaborés et coûteux, destinés à accroître le taux de mortalité par temps de pêche unitaire. Un tel comportement stratégique aboutit à une utilisation inefficace de la main-d'oeuvre et du capital. On arrivera, par exemple, à constater que la prise annuelle d'un seul bateau est alors, à sa place, réalisée par dix bateaux au cours de l'intervalle de temps autorisé.

Un domaine où de telles inefficacités se produisent, mais dont on se préoccupe rarement, est celui du traitement et de la distribution. Lorsque la période de pêche est artificiellement réduite, les capacités de traitement, de stockage et de distribution doivent être accrues pour absorber les surabondances ; une partie de la matière première pourra être détournée vers la production de produits moins périssables.

En résumé, les principaux défauts des fermetures saisonnières et zonales sont les suivants :

- lorsqu'aucune disposition n'est prise pour prévenir l'entrée consécutive de nouvelles capacités de capture, les bénéfices économiques pour les pêcheurs et les consommateurs peuvent être très faibles, et restent incertains ;
- elles peuvent induire des pertes d'efficacité dans les industries de traitement, la commercialisation et la distribution.

Malgré ces carences, ces mesures peuvent compléter utilement des schémas de limitation de l'accès et, lorsqu'une telle limitation n'est pas acceptée, elles peuvent réduire les craintes d'un effondrement du stock, que ces craintes soient fondées ou non.

4.2. Réduction de l'efficacité technique de la pêche

La réglementation des engins peut servir à réduire le taux de mortalité par pêche par unité de temps. Si la capacité d'une flottille est maintenue constante, ce type de mesure peut permettre de stabiliser cette mortalité. Cependant, des mesures de ce type sont parfois prises plus en réponse à des conflits économiques opposant des familles de pêcheurs en compétition pour les mêmes ressources, que dans une finalité de conservation. Dans la pêcherie de homard qu'il a étudiée, Pontecorvo (1962) a montré que, malgré les objections soulevées par les biologistes, la taille minimale fut adoptée sous le prétexte d'empêcher la mise en conserve des crustacés. Dans de telles conditions, la réglementation sur les engins a permis le maintien d'une technologie inefficace, sans avoir, à terme, d'effet notable sur la mortalité par pêche. Dans la pêche, le penchant pour un comportement stratégique visant à bloquer l'adoption de techniques plus efficaces est permanent. Cette attitude va à l'encontre du progrès technique. Les pêcheurs jouissent alors d'une flexibilité dans tous les domaines, sauf dans celui des choix techniques.

Les contingents globaux présentent un défaut grave, bien connu. Dépendant de l'activité de tous les pêcheurs, la date à laquelle le quota sera épuisé reste inconnue. Dans ces conditions, la seule stratégie envisageable pour les pêcheurs consiste à pêcher le plus possible, jour après jour, jusqu'à la fermeture. Ce comportement, tout à fait rationnel du point de vue de l'individu, conduit à des surcapacités de capture et à un engorgement du marché. Les effets pervers d'une telle mesure ont été décrits pour de nombreuses pêcheries. Dans celle du flétan du Pacifique nord-est, le quota est maintenant capturé en trois jours. Pendant cette période d'activité intense, au cours de laquelle les captures peuvent atteindre 9000 tonnes, les bateaux sont parfois surchargés

au point de sombrer. Les poissons plus petits sont rejetés pour laisser de la place dans la cale aux individus plus grands, de valeur marchande supérieure. La valeur économique de ces rejets doit être imputée au coût économique de la gestion. Bien que ce coût ne soit pas comptabilisé dans le revenu national, il représente une valeur dont les consommateurs sont privés par le choix du mécanisme de régulation. Si ce mécanisme permet de réaliser les objectifs de conservation visés pour un coût d'application modéré, il répond négativement à tous les autres critères d'évaluation retenus.

Pour réduire ces effets pervers, il faudrait logiquement étaler l'effort de pêche de façon aussi uniforme que possible sur toute la saison de pêche. Cela peut se faire par des contingents ou des limites de capture par sortie, ou en réduisant le taux d'utilisation des bateaux. Le premier type de mesure favorise la concentration de la pêche sur les espèces les plus nobles et les poissons de plus grande taille. Il en résulte un accroissement des rejets qui va à l'encontre des objectifs de conservation du stock. Les contingents et les limites de capture par marée ne satisfont généralement pas les autres critères d'évaluation retenus. Comparées aux quotas globaux, ces mesures peuvent être bénéfiques pour les consommateurs, car l'offre est mieux répartie. Les bénéfices pour ces derniers dépendront de facteurs comme la saisonnalité de la demande et la coïncidence entre celle-ci et celle de la production. La principale insuffisance des limites de capture par sortie est l'absence de contrôle sur la puissance de pêche ou les capacités totales de capture. Sans un tel contrôle, la taille de la flottille augmentera jusqu'au maximum économiquement rentable. La plus grande partie des bénéfices potentiels de l'aménagement sera alors dissipée par une diversion excessive de ressources rares, de l'économie nationale vers le secteur de la pêche.

4.3. Méthodes de limitation de l'entrée

Pour l'exploitation des espèces sédentaires, les droits territoriaux peuvent fournir une excellente solution au problème posé par la liberté d'accès. Ainsi, des pays comme la France ou le Japon, ont adopté depuis longtemps un système de concessions territoriales, notamment pour la conchyliculture. Malheureusement, les flux du phytoplancton, qui entre pour une grande part dans l'alimentation des coquillages filtreurs, constituent une ressource fugitive secondaire dont la régulation de la consommation soulève des problèmes analogues à ceux que pose celle du taux d'exploitation dans la pêche. Chaque conchyliculteur maximise ses gains en augmentant la charge en coquillages sur ses concessions, aussi longtemps que le supplément de production reste au dessus du coût additionnel du naissain. La capacité trophique du flux d'eau est progressivement réduite, ce qui affecte le taux de croissance du stock, notamment sur les concessions situées en aval par rapport à la circulation générale dans le bassin conchylicole (chapitre 7).

Des mesures visant à réguler les taux de charge deviennent alors nécessaires (Gates 1987). Ce problème de surexploitation est analogue à celui posé par la régulation des densités de bétail sur les pâturages naturels publics (chapitre 19).

Les permis portant sur les navires et les pêcheurs sont des variations sur le même thème. Ils ne diffèrent que par le support du droit d'usage. Celui-ci doit être choisi en fonction de sa contribution à la puissance de pêche de l'unité d'exploitation. Ainsi, dans la pêche aux arts dormants (casiers, palangres, filets fixes, ...), le choix de l'engin comme support de droits individuels quantitatifs sera généralement mieux adapté. Le droit pourra ainsi porter sur une longueur déterminée de palangres.

Pour limiter l'entrée, il est essentiel de limiter à la fois le nombre d'unités de pêche et leur puissance de pêche. La puissance de pêche globale recherchée pourra être inférieure à son niveau courant, mais on se satisfera vraisemblablement au départ du *statu quo*. L'adoption du *statu quo* revient à instituer un moratoire bloquant toute nouvelle entrée. Le choix de l'unité autorisée peut avoir une incidence sur les bénéfices et les coûts, à moins que la propriété du bateau constitue une condition préalable à la délivrance d'un permis à un individu. Ces deux types de licence incitent artificiellement leurs titulaires à pousser l'efficacité technique des unités de pêche autorisées et, donc, la production par permis. Le terme de "dopage en capital" est utilisé dans la littérature récente pour décrire ce phénomène. Ce terme prête à confusion, car le "dopage" peut porter sur la main d'oeuvre, les équipements électroniques, le moteur, ou n'importe quel autre type d'intrant. Ces mesures pourront, par exemple, pousser à la construction de navires plus rapides, pour réduire les temps de transfert entre le port et les lieux de pêche. La recherche d'une efficacité technique accrue se produira, même si cela se traduit par une baisse d'efficacité économique pour la flottille : un écart apparaît entre le rapport coût-efficacité du bateau particulier et celui de la flottille, car l'accroissement de la capture de l'innovateur sera réalisé en grande partie au détriment de la capture par unité d'effort de ses concurrents.

On peut décrire intuitivement le processus selon lequel la recherche de l'efficacité technique conduit au gaspillage économique. Supposons une pêcherie dans laquelle le nombre de bateaux est limité. Au bout d'un certain temps, la demande des consommateurs augmente entraînant une hausse du prix du poisson. Bien que l'entrée de nouvelles capacités de capture soit profitable sur le moment du fait de l'augmentation des prix, la limitation du nombre de permis ne le permet pas. Néanmoins, les innovateurs, parmi les pêcheurs en place, s'aperçoivent qu'il est profitable, à titre individuel, d'investir dans de nouvelles techniques pour augmenter la capture des permis. Au fur et à mesure que d'autres pêcheurs investissent à leur tour, pour tirer profit de cette possibilité, la prise par unité d'effort décline du fait de l'accroissement de la mortalité par pêche. Comme pour des stocks déjà pleinement

exploités sur le plan biologique, la montée de la demande et des prix entraîne une augmentation des coûts de production, quoiqu'à une vitesse ralentie. Celle-là n'est pas compensée par celle des captures, par rapport à celles que réalisait la flottille avec l'ancienne technique. L'adoption de nouvelles techniques aboutit ainsi à une dissipation de ressources économiques rares au niveau de la pêcherie, puisque l'augmentation des captures globales n'est pas proportionnelle à celle du coût des innovations. A la limite, la capture globale peut même diminuer, de sorte que la productivité brute de la nouvelle technique est en fait négative. Ainsi appliquées, ces méthodes ne répondent pas au critère d'utilisation efficace de ressources rares, comme la main d'œuvre et le capital. Le degré d'inefficacité totale dépendra des particularités de chaque pêcherie. A condition qu'elles ne s'accompagnent pas d'une augmentation de la mortalité totale, les innovations qui font baisser le coût unitaire de la mortalité par pêche sont utiles, car la société dispose alors de la même quantité de poisson pour une consommation moindre de ressources rares.

Un moyen de contrecarrer l'augmentation artificielle de l'efficacité technique consisterait à adopter un système qui combine un régime de permis à une limitation effective des capacités de capture. On peut imaginer, par exemple, que l'adoption d'améliorations techniques soit soumise à l'obtention d'un accord préalable. Malheureusement, elles pourront paraître inopportunes à beaucoup et l'application d'une telle mesure rencontrera de grosses difficultés techniques, de détection d'introductions furtives entre autres. Elles pourraient aller à l'encontre du critère d'encouragement au progrès technique susceptible d'améliorer les performances économiques.

Il ne faut cependant pas être dogmatique en la matière. Toute méthode pose problème. La délivrance de permis sur la base de la puissance de pêche des unités de pêche peut être plus facile à appliquer, par exemple, dans une pêcherie artisanale. On peut aussi envisager d'attribuer les permis non pas aux bateaux, mais à un nombre déterminé d'engins dormants (hameçons des palangres, casiers, etc.). Mais si on limite le nombre des chalutiers, ceux-ci seront progressivement remplacés par des navires surmotorisés, beaucoup plus onéreux en investissement et, probablement, en fonctionnement. Un tel effet a déjà été évoqué sous le terme de "dopage en capital". Chaque système de permis devra être modulé en fonction des particularités de chaque pêcherie, en tenant compte de tous les effets pervers possibles. Il n'y a pas de généralisation possible en la matière.

Les mesures de limitation de l'entrée sont susceptibles de créer une richesse là où elle n'existait pas. Par "richesse", nous entendons ici la valeur actualisée du surplus futur réalisé par les producteurs dans chaque pêcherie. La mesure de cette valeur comporte des subtilités qui ont été évoquées dans le chapitre 13. Le lecteur est invité à s'y reporter. Du point de vue économique, le grand intérêt d'une conservation optimale des ressources est qu'elle accroît la richesse d'un pays. Si le plan de régulation comporte

un système de taxation, une partie de cette richesse pourra revenir au trésor public. A la limite, on peut envisager un système de taxes ou de redevances dont les taux seraient fixés à un niveau suffisamment élevé pour limiter l'entrée. Une telle stratégie comporte, elle aussi, des difficultés pratiques d'application, dues notamment à la variabilité de la ressource (chapitre 15). L'incidence des bénéfices et des coûts est une question à laquelle l'économie n'apporte pas de réponse claire, même si la plupart des économistes ont, comme tous citoyens, leurs propres opinions sur ce sujet. Certaines taxes, basées sur le principe de l'imposition préférentielle des bénéficiaires, pourraient utilement servir à décourager certains comportements stratégiques (chapitre 15).

Personnellement, je ne suis pas favorable à l'adoption de taxes sur la rente halieutique, sur le seul argument d'empêcher l'acquisition de "richesses non gagnées". Si l'on estime devoir refuser aux pêcheurs la possibilité de réaliser un profit exceptionnel, il faudrait alors taxer également les quasi-rentes réalisées par des industries bénéficiant d'une protection tarifaire ou par des salariés syndiqués. Si une société signe avec l'Etat un contrat pour la réalisation dans une certaine région d'un projet important, l'accroissement des revenus qui en résultera dans la région fera monter le prix des terrains et celui des actions de la société. Le produit de telles rentes dépasse largement les rentes halieutiques potentielles. Il est vrai que les pêcheurs sont moins nombreux et qu'ils ont, peut-être, localement moins de poids politique. Mais, dans la pratique, l'argument éthique selon lequel une classe particulière ne devrait bénéficier que des richesses qu'elle tire de son travail, ne me paraît pas suffisant. La réalisation de revenus pour couvrir les dépenses publiques obligatoires nécessite une structure générale de taxation des revenus et des ventes. Comme dans les autres secteurs de l'économie, une telle structure prélèvera une partie de la richesse créée. Ceci dit, je m'empresse de reconnaître que d'autres sont, également sur le plan éthique, d'un avis opposé. En exprimant ma propre opinion, ma seule justification est que d'autres ont fait connaître la leur. Il ne semble pas exister de principes fondamentaux qui permettent de trancher en faveur d'une opinion ou de l'autre. C'est un problème sur lequel chacun peut avoir la sienne, et celle d'un économiste présente le même intérêt que celle de tous ses concitoyens.

Face aux problèmes auxquels se heurte la régulation de la pêche, il est plus important de trouver des solutions pratiques. Avant de se préoccuper de la distribution des richesses potentielles que constituent les rentes halieutiques, il faut d'abord les produire. Or, en mettant trop l'accent sur le problème de la réalisation de la rente, on risque de susciter un comportement stratégique qui ira à l'encontre du but recherché. Du point de vue des pêcheurs, la dissipation de la rente entraînée par les surcapacités dans la pêche est plus sérieuse que son prélèvement par des taxes. Si l'on estime que l'extraction de la rente en vue d'empêcher l'acquisition de richesses non gagnées par le travail ressort essentiellement d'un jugement de valeur, les taxes peuvent être utiles d'un point de vue plus pragmatique, comme celui du financement de l'aménagement. A cet égard, il est important que le pêcheur puisse établir un lien entre la valeur des mesures et les coûts de l'aménagement. En Nouvelle-Angleterre (E.U.), ces connexions

n'apparaissent pas clairement. En conséquence, les mesures qui ne requièrent que des inspections dans les ports sont peu utilisées. La tâche d'imposer en mer des réglementations inapplicables est transférée aux gardes-côtes. On a relevé plus haut, les conséquences de cette mauvaise coïncidence entre les coûts et les bénéfices sur l'efficacité de l'aménagement.

Les droits de capture constituent une forme de droit de propriété, qui donne à leurs titulaires l'autorisation de pêcher dans les limites d'un plafond déterminé pour une période donnée, généralement d'un an. Une variante de ce droit de capture est le "certificat de stock", ainsi nommé parce que le droit porte ici sur une fraction déterminée des captures disponibles. Ces deux formes de droit diffèrent par leurs modalités pratiques d'application ; pour le moment, on supposera qu'ils sont synonymes. Leur mise en oeuvre dans un plan d'aménagement suppose que des réponses soient fournies aux questions suivantes :

- qui en sera le titulaire : les pêcheurs à titre individuel ou les armements ?
- le droit sera-t-il cessible par donation, à prix fixe, ou par transactions commerciales ?
- le droit sera-t-il divisible ou non ? pourra-t-il être loué ?
- le droit sera-t-il révocable ?

Pour des raisons d'efficacité, il est souhaitable de disposer d'un mécanisme fonctionnel d'allocation des licences. Diverses options, comme la vente ou la location de gré à gré, la vente aux enchères ou par loterie, peuvent être envisagées pour cela. Avec un mécanisme de marché (vente, location, vente aux enchères), les producteurs les plus entreprenants et les plus innovateurs pourront acquérir des droits de leurs collègues moins capables, ou plus défavorisés. Dans de nombreux pays, la création et la dissolution de sociétés sont des opérations simples. La dissolution et la création d'une nouvelle société font disparaître l'identité de l'ancienne. Pour des raisons de facilité d'application et de réduction du taux de récurrence, il peut être souhaitable de restreindre l'attribution des droits à des individus ou à des sociétés garanties par dépôts. La possibilité de diviser et de louer les droits présente des avantages. Ces dispositions peuvent réduire les obstacles auxquels sont confrontés les jeunes pêcheurs qui ne peuvent acquérir de grands bateaux, ni pêcher toute l'année. Un autre avantage des droits cessibles est qu'ils permettent leur échange volontaire et facilitent le retrait des excédents de capacité. L'autorité chargée de l'aménagement, ou une organisation de pêcheurs, pourra retirer ces excédents en utilisant à cet effet les taxes perçues sur la pêche. Un pêcheur parvenant au terme de sa vie active pourra ainsi disposer d'un capital raisonnable pour prendre sa retraite.

On peut objecter que, face à des conditions aussi changeantes que celles qui résultent des fluctuations d'abondance du stock, une telle méthode manque de souplesse. Les pêcheurs sont toujours tentés d'accroître leur activité dès qu'apparaît une forte classe d'âge. Cependant, les conclusions économiques que l'on tire des modèles structuraux d'évaluation de stocks, suggèrent que, jusqu'à un certain point, un taux d'exploitation stable est préférable, car il permet aux classes exceptionnelles de contribuer à la stabilité du stock. Le comportement classique dans la pêche devant des recrutements abondants est symptomatique du paradoxe entraîné par la liberté d'accès. L'incertitude sur les conditions d'accès à une pêcherie et l'état du stock réduit la marge de manoeuvre dont le pêcheur a besoin pour pouvoir différer ses captures et réaliser plus tard de meilleures pêches. Avec de meilleures garanties de sécurité, le pêcheur ne perdrait pas vraiment une classe d'âge. Il étalerait seulement son exploitation sur plusieurs années, au lieu de chercher à en extraire le maximum dès son apparition. En outre, en cas d'abondance exceptionnelle, il est toujours possible d'allouer, de façon temporaire, des droits de capture supplémentaires.

L'application de droits de capture dans les pêcheries plurispécifiques pose un problème plus difficile. Pour celles-ci, il paraît préférable d'exprimer les droits de capture, non pas pour des espèces particulières, mais pour des ensembles plus ou moins larges d'espèces, de poissons démersaux par exemple. Ceci risque de susciter un accroissement du taux de rejet d'espèces de valeur moindre. Les captures doivent être stockées dans des cales de capacité limitée. Lorsque la pêche n'est pas bonne, la valeur imputée à la capacité de la cale est nulle ; il n'y a pas de raison de rejeter du poisson, même de valeur faible. Par contre, quand la pêche est bonne, la capacité de la cale devient limitante. Les espèces et les poissons de petite taille moins prisés peuvent être rejetés pour faire de la place aux espèces et aux tailles de valeur unitaire supérieure. Avec des quotas individuels de capture, le facteur limitant à l'origine des rejets n'est pas la capacité de la cale, mais le contingentement des captures. La question doit être analysée avec la perspective appropriée : quelle doit être la capacité des cales pour le stockage des prises correspondant aux droits de capture autorisés ? Vu sous cet angle, le vrai problème est la stabilisation de la capacité de capture de la flottille, et non plus, l'allocation fine de l'effort de pêche par espèces. Ce premier problème est non seulement le plus important mais également le moins difficile à résoudre car la réalisation d'une allocation fine se révèle extrêmement difficile, voire impossible.

Les certificats de stock présentent un défaut qui peut avoir de sérieuses implications. Par souci de concision, j'appelle ces derniers, droits de capture. Une autorité centrale peut sans difficulté distribuer des documents et les appeler "certificats de stock". Toutefois, cela ne signifie pas que ces certificats confèrent à leurs titulaires toutes les prérogatives d'un droit de propriété. Les contingents de stock soulèvent aussi d'autres problèmes d'application. Si les droits de capture correspondent à des droits réels de propriété, chaque propriétaire aura un intérêt économique à ce qu'ils soient respectés par les autres pêcheurs. Ce sera alors aux pêcheurs eux-mêmes d'entreprendre devant les tribunaux les actions que requiert le respect de leurs droits.

Les pêcheurs savent bien qui enfreint les réglementations. Les intérêts économiques évoqués ci-dessus donneront à chacun un statut devant les tribunaux. Dans la législation anglo-américaine, l'importance de ce statut est telle qu'un individu qui ne le possède pas ne peut engager d'action en justice. Par ailleurs, si un pêcheur ou une association de pêcheurs n'entreprend pas de poursuites judiciaires pour défendre ses propres intérêts, ceci constitue une évidence *prima facie* que son bien ne justifie pas, économiquement parlant, sa protection et/ou que d'autres valeurs l'emportent. Dans les deux cas, l'autorité centrale n'a pas à intervenir. Elle peut, cependant, estimer nécessaire de compléter les droits de capture par des mesures destinées à conserver la ressource.

La faisabilité d'une application décentralisée des droits de capture peut dépendre de la répartition géographique des stocks par rapport à celle des ports d'attache des bateaux participant à leur exploitation. Le problème posé relève encore de la théorie des jeux ; son issue dépend des possibilités de formation de coalitions. D'après la théorie des jeux, un résultat, intéressant collectivement, peut n'être réalisable que dans des conditions particulières. Si des sous-groupes estiment que des coalitions leur sont plus avantageuses, il faut s'attendre à ce que celles-ci se constituent, même si leur formation risque de se révéler désastreuse pour la collectivité. On ne pourra être assuré que la décentralisation fonctionnera, qu'en l'absence d'apparition de telles coalitions.

Ainsi, si les flottilles de plusieurs ports de pêche, dispersés, participent à l'exploitation d'un même stock, chaque flottille pourra avoir intérêt à s'entendre pour maquiller les statistiques de débarquements dans son port, au lieu d'engager des poursuites contre les contrevenants dans ce même port. Dans ces conditions, la décentralisation de l'application des mesures ne présente plus d'intérêt : les flottilles de chaque port s'efforceront d'augmenter leur part au détriment de celles des autres ports.

Si le problème que pose, dans la pêche, la liberté d'accès peut être expliqué par opposition aux droits de propriété qui existent dans d'autres secteurs économiques, il ne faut pas perdre de vue que les analogies sont une forme de logique dont les faiblesses sont bien connues. Pour être valide, une analogie requiert une correspondance étroite entre les termes de comparaison. Ciriacy-Wantrup (1952) a relevé la différence fondamentale qui existait dans l'analogie entre les ressources halieutiques et les "propriétés communes". Il a toujours préféré pour les premières, le terme de "ressources fugitives". Ise (1925) avait déjà fait une constatation similaire à propos des gisements pétroliers. Une ressource fugitive ne devient propriété qu'une fois "réduite à possession". La difficulté potentielle qu'il y a à convertir les certificats de stock en droits de capture réside dans cette différence. Il est relativement simple pour un propriétaire de défendre ce qu'il possède. Le fait qu'il existe, à une centaine de kilomètres, un autre propriétaire confronté à des problèmes similaires, n'a pas d'incidence sur sa décision à défendre ou non son droit de propriété. Le problème est tout autre quand il s'agit de défendre, à cent kilomètres de là, des droits sur des poissons qui n'ont pas encore été pris, contre les déprédations causées par des pêcheurs inconnus.

Ces commentaires paraissent pessimistes. En fait, ils ne visent qu'à mettre en garde contre une vision trop simpliste, soit en faveur, soit contre le concept de propriété appliqué aux pêches (Copes 1986). Mais les difficultés ne constituent pas une preuve que des droits de capture soient inapplicables. Si l'on reprend l'exemple du "dopage en capital" mentionné précédemment, un patron, qui possède un droit de capture et qui vient de rendre son bateau hautement performant, devra être suivi de près si l'on veut s'assurer qu'il respecte bien son allocation. On peut aussi envisager que les plans des nouveaux bateaux soient soumis à l'approbation préalable d'une commission professionnelle.

Les problèmes auxquels la pêche est confrontée peuvent être imputés à l'insuffisance de définition des droits d'usage. Dans ces conditions, les bénéfices et les coûts de ceux qui décident des investissements et de ceux qui en subissent les effets ne coïncident pas. Un pêcheur qui entre dans une pêcherie n'est concerné que par ses propres coûts et bénéfices. Mais, comme ses prises réduisent les captures des autres pêcheurs, son arrivée entraînera une perte de revenu à coût constant pour les pêcheurs déjà en place. Du fait de l'absence de droits de propriété, cette perte n'est pas prise en compte ; elle ne figure pas dans les comptabilités des pêcheurs déjà en activité.

Lorsque l'on envisage de mettre en place un système de droits individuels de capture, il faut éviter l'erreur qui consiste à baser les quotas sur les performances hypothétiques d'un pêcheur moyen. La distribution des prises journalières des différents pêcheurs se caractérise par une forte obliquité positive. Pour les chalutiers de Nouvelle-Angleterre, la distribution est même plus oblique qu'une distribution log-normale. Dans ces distributions, la médiane est largement supérieure à la moyenne. S'ils étaient basés sur la moyenne, les droits de capture seraient à juste titre contestés par une majorité des pêcheurs, y compris par les plus expérimentés.

La procédure adoptée en Californie pour adjuger les droits d'usage de l'eau est intéressante à plusieurs égards. Le droit d'usage est calculé sur la base des consommations antérieures d'eau et d'électricité pour les pompes, ainsi que sur le volume et la valeur des récoltes. Les droits individuels sont ensuite déterminés au *prorata* de ces indices et du rapport entre le taux de renouvellement des réserves aquifères souterraines et du volume total des indices de consommation individuelle. La consommation est ainsi calée sur la productivité de la ressource naturelle. Un système analogue pourrait servir, dans la pêche, de base pour le calcul de droits quantitatifs individuels que ce soit pour maintenir le taux d'exploitation global au niveau courant, ou pour l'amener au niveau correspondant à l'objectif d'aménagement fixé.

Les droits de capture sont susceptibles de modifier de façon considérable la structure des choix offerts aux pêcheurs. La centralisation de l'aménagement encourage les stratégies à somme nulle ou négative, alors que le progrès dans l'aménagement des pêches passe par la promotion de stratégies à somme positive. Si nous reprenons l'exemple de la pêcherie de "menhaden", dans laquelle il serait intéressant de retarder l'ouverture de la saison de la pêche, un aménagement centralisé n'offre pas de possibilités permettant aux bénéficiaires de compenser les perdants. Dans ces conditions, les pêcheurs basés au sud ont intérêt à adopter un comportement stratégique et à s'opposer à toute fermeture saisonnière, car elle réduirait la part qui leur revient actuellement. Avec un système de droits de capture, les pêcheurs basés au nord auraient avantage à acheter des droits aux pêcheurs du sud pour réaliser les gains potentiels liés au différentiel de croissance saisonnière du stock. On aurait alors un jeu à somme positive, dans lequel chaque participant pourrait gagner par rapport à la situation antérieure. Le chapitre 15 donne un exemple concret d'application de ce principe : celui de l'introduction de quotas individuels de capture dans la pêche thonière australienne.

La responsabilité du contrôle de l'entrée pourrait aussi être confiée à une ou plusieurs organisations de pêcheurs fonctionnant en cartel. Ce cartel serait toujours confronté au difficile problème de l'allocation des droits d'usage. Mais la création d'un cartel peut être combinée avec l'adoption de droits de capture individuels. On pourrait envisager ainsi de confier à une coopérative de producteurs la responsabilité de gérer une pêcherie. On objectera probablement qu'une telle formule revient à créer délibérément une structure monopsonique. Mais cette objection est théorique et peut ne pas être fondée. Plusieurs coopératives indépendantes, par exemple, peuvent être en charge d'aménager des ressources distinctes et rester en concurrence pour l'écoulement de produits comparables sur le même marché. Etant donné l'inélasticité de l'offre optimale dans la pêche, le risque est réduit dans le champ des paramètres plausibles. Il ne peut toutefois pas être ignoré. Les projections plausibles indiquent que le plus mauvais comportement d'un producteur en situation de monopsonie serait économiquement moins inefficace que le système actuel de liberté d'accès (Rothschild *et al.* 1977, Clark and Munro 1980).

5. Conclusion

Un grand nombre de méthodes sont utilisées ou préconisées pour réguler la pêche. Aucune n'offre de panacée, car plusieurs problèmes doivent être simultanément traités, et ceux-ci changent d'une pêcherie à l'autre. La meilleure stratégie consistera à combiner les méthodes au cas par cas. C'est la raison pour laquelle j'ai choisi de mettre l'accent, dans la présentation de ce chapitre, sur l'analyse des problèmes potentiels

d'application et la présentation des critères de sélection. Ce choix peut donner l'impression que l'aménagement des pêches représente une tâche impossible. Ce n'est pas le cas. Malgré toutes ces difficultés, on peut être optimiste quant aux perspectives d'améliorer les pratiques actuelles.

Historiquement, les autorités chargées de réguler la pêche ont délaissé les mécanismes de limitation de l'entrée pour n'employer que les contrôles directs, non distributifs, comme la réglementation des engins de pêche ou la fixation de fermetures saisonnières ou zonales. Or, sans limitation de l'entrée, la croissance de la demande et le progrès technique rendent inexorable l'augmentation continue de la mortalité par pêche exercée sur des ressources naturellement limitées. Dans ces conditions, les méthodes traditionnelles se révéleront de plus en plus inopérantes, que ce soit sur des critères d'efficacité économique aussi bien que de conservation des ressources. Devant cette impasse, les recours aux méthodes de limitation de l'entrée auront nécessairement tendance à se multiplier dans l'avenir.

En théorie, le système des droits individuels de capture offre l'une des meilleures possibilités, car il permet de stabiliser le taux d'exploitation tout en réduisant les motivations qui poussent au gaspillage économique par dopage des intrants. Cependant, l'application de cette méthode rencontrera, dans certaines pêcheries, de sérieuses difficultés. Il est indispensable, par exemple, d'être en mesure de contrôler, effectivement, les quantités et la nature des captures. Dans les pêches plurispécifiques, les droits devront nécessairement porter sur des ensembles également plurispécifiques. Ces difficultés font que d'autres méthodes visant aux mêmes objectifs, à savoir les permis individuels ou par bateau et les droits territoriaux, pourront se révéler mieux adaptés aux caractéristiques particulières de certaines pêcheries. Les méthodes traditionnelles resteront toujours indispensables, en complément, pour un ajustement fin de la distribution d'un effort de pêche globalement limité sur des espèces et des tailles particulières.

Enfin, la décentralisation de la responsabilité et la participation des pêcheurs, au sein d'institutions adaptées, à l'application des schémas de régulation offrent une perspective de progrès extrêmement intéressante : en favorisant une meilleure concordance entre les coûts et les bénéfices, la décentralisation et la participation orienteront les motivations individuelles dans le sens de l'intérêt collectif (chapitre 15).

REFERENCES

- Arrow, J. and T. Scitovsky, 1969 - 'Welfare Economics'. Homewood, I.L.R.D. Irwin, 734 p.
- Beddington, R. and R.B. Rettig, 1983 - 'Approaches to the regulation of fishing effort'. *FAO Fish. Tech.Pap.*, 243, FAO, Rome.
- Clark, C.W. and G.R. Munro, 1980 - 'Fisheries and the processing sector : some implications for management policy'. *Bell J. Econ.*, 11: 603-616.
- Ciriacy-Wantrup, S.V., 1952 - 'Resource Conservation : Economics and Policies'. Berkeley : Division of Agricultural Sciences, Univ. California, 395 p.
- Copes, 1986 - 'The individual quota in fisheries management'. *Land Economics*, 62, 3: 278-291.
- Crutchfield, J.A., 1979 - 'Economic and social implications of the main policy alternatives for controlling fishing effort'. *J.Fish.Res.Board Can.*, 36, 7: 742-52.
- Davis, J.M., N.B. Theberge, M. Strand, N.P. Bockstael and J.M. Gates, 1977 - 'Alternative management schemes for the surf clam fishery'. Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering, 103. Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point, VA.
- Dupuit, J., 1844 - 'De la mesurc de l'utilité des travaux publics'. *Annales des Ponts et Chaussées*, 2ème sér., V, 8. Reprinted in Arrow and Scitovsky, 1969 - 'Welfare Economics' Homewood, I.L.R.D. Irwin, 734 p.
- Food and Agriculture Organization (UN), 1962 - 'Economic effects of fishery regulation'. *FAO. Fish. Rep.*, 5.
- Gardner, M., 1981 - 'The Laffer curve and other laughs in current economics'. *Scientific American*, 245, 6: 18-31.
- Gates, J.M., 1987 - 'Some economic aspects of aquacultural allocation'. In Shellfish Culture Development and Management, International Seminar in La Rochelle (France), March 4-9, 1985 : 379-388.
- Gates, J.M. and N.P. Bockstael, 1977 - 'Some criteria for appraising management schemes'. In Davis, J.M., N.B. Theberge, M. Straud, N.P. Bockstael and J.M. Gates - 'Alternative management Schemas for the surf clam fishery'. Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering, 103. Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point, VA : 55-62.
- Idyll, C., 1962 - 'Discussion of G. Pontecorvo's Paper'. In FAO, 1962 - 'Economic effects of fishery regulation'. *FAO Fish. Rep.* 5: 274.
- Ise, J., 1925 - 'The theory of value as applied to natural resources'. *Am. Econ. Rev.*, 15.
- Ponsard, J.P., 1981 - 'Competitive Strategies'. New York : North-Holland.
- Pontecorvo, G., 1962 - 'Regulation in the North American Lobster fishery'. In FAO, 1962 - 'Economic effects of fishery regulation'. *FAO Fish. Rep.* 5: 242-305.
- Rothschild, B.J., J.M. Gates and A.M. Carlson., 1977 - 'Management of Marine Recreational Fishing'. In Clepper (ed.) - 'Marine Recreational Fisheries II'. Washington, D.C : Sport Fishing Association, 220 p.

- Scott, A., 1955 - 'Natural Resources : the Economics of Conservation'. Toronto : Univ. of Toronto Press.
- Smith, J., 1981 - 'Resolving the tragedy of the commons by creating private property rights in wildlife'. *Cato J.*, 1, 2: 439-468.
- Troadec, J.P., 1982 - 'Introduction à l'aménagement des pêcheries : intérêt, difficultés et principales méthodes'. *FAO, Doc. Tech. Pêches*, 224: 64p.



Photo 23. — Inspection d'un navire de pêche artisanale près de l'île d'Yeu dans le golfe de Gascogne.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

15 - L'ALLOCATION DES PRIVILEGES D'USAGE

R. Bruce RETTIG

- L'entrepreneur... "en dirigeant son affaire de telle manière que sa production atteigne la plus grande valeur cherche seulement son propre gain et, en cela, il est, comme en beaucoup d'autres occasions, conduit par une main invisible pour promouvoir une fin qu'il n'était pas dans son intention de réaliser... En poursuivant son propre intérêt, il réalise fréquemment celui de la société toute entière de façon plus effective que lorsqu'il cherche directement à réaliser le bien commun. Je n'ai pas vu beaucoup de bien produit par ceux qui affectent de conduire leurs affaires pour le bien commun... La poursuite "du bien pour le bien" est une attitude qu'on ne rencontre pas souvent chez les marchands et il n'est pas besoin de dépenser beaucoup de paroles pour les détourner de cette voie."

A. Smith, 1776 - La Richesse des Nations.

Le Dr R. Bruce Rettig est Professeur d'économie de l'agriculture et des ressources à l'Université de l'Etat de l'Orégon (E.U.). Il a fait ses études dans les Universités du Montana et Northwestern, et soutenu une thèse de Doctorat à l'Université de Washington. Tant comme théoricien que comme praticien, ses principaux sujets d'intérêt ont porté sur les politiques d'utilisation des ressources naturelles, l'économie des ressources maritimes, l'aménagement des pêcheries nationales et internationales, la limitation de l'entrée, l'extension des juridictions nationales. Il a été membre du Comité scientifique et statistique du Conseil de l'aménagement des pêcheries du Pacifique (E.U.), le Comité de l'aquaculture de l'Académie nationale des sciences (E.U.) et le Comité pour la faune marine et sauvage du Comité consultatif scientifique et statistique du Conseil pour la planification de l'énergie dans le Nord-Ouest (E.U.). Il a effectué des missions de consultant auprès de la FAO, de la Banque mondiale, de la Commission des pêches maritimes du Pacifique et des Iles Vierges (E.U.).

1. Introduction

Toute société doit répondre à trois questions d'ordre économique :

- quels biens, quels services et en quelles quantités doit-elle produire ?
- qui doit exercer les activités de production ?
- pour le bénéfice de qui ces biens et ces services seront-ils produits ?

Pour répondre à ces questions, les économies capitalistes s'appuient sur les mécanismes de prix et de marché, ce qui n'empêche pas les décisions prises au niveau gouvernemental de jouer un rôle important. Les économies à planification centralisée n'accordent pas la même importance au marché, bien qu'elles aient recours de diverses façons aux techniques de prix et de marché. Ces dernières années, l'écart entre ces deux systèmes a tendu à se réduire. Les sociétés capitalistes agissent sur le marché par des actions publiques telles que des règlements ou des mesures anti-monopoles, tandis que les pays à planification centralisée recourent davantage au marché pour stimuler la productivité de la main d'oeuvre, l'efficacité dans la production et la distribution des richesses.

Les pays capitalistes et semi-capitalistes ont obtenu quelques-unes de leurs plus grandes réussites en agriculture, et quelques-unes de leurs plus grandes déconvenues dans l'utilisation des ressources naturelles vivantes, notamment halieutiques. La liberté d'accès aux pêcheries est communément considérée comme à l'origine de l'inefficacité et du gaspillage économique dans ce secteur. Elle conduit à des situations dans lesquelles trop de pêcheurs courent après trop peu de poisson. Le gaspillage se manifeste dans les capacités de capture excessives et les surinvestissements au niveau des bateaux, des engins et des installations de traitement des produits. Les revenus fluctuent souvent beaucoup d'une année sur l'autre, les périodes de marasme et de faillite succédant aux périodes fastes.

Les pouvoirs publics essaient d'y remédier, mais souvent leurs efforts n'aboutissent pas aux résultats escomptés, quand ils ne font pas involontairement plus de mal que de bien.

Dans de nombreuses pêcheries, des politiques publiques ne sont adoptées qu'après un effondrement de la ressource. Quelquefois, le déclin des captures est dû à la surpêche ; les prises antérieures ont été trop élevées et les captures actuelles ne sont plus constituées que de poisson de petite taille et de faible poids (chapitre 2). Dans

certains cas, le recrutement des nouvelles classes d'âge est mis en cause (chapitres 4, 6 et 9). Souvent, la diminution des captures résulte de modifications de l'environnement (chapitre 19). En effet, l'abondance et la localisation des populations halieutiques peuvent varier fortement en fonction de modifications d'origine climatique qui se manifestent, parfois selon des cycles, mais plus souvent de façon erratique, et toujours mal comprise. Les effets des causes naturelles et humaines s'interpénètrent : si un stock est pleinement exploité à l'apogée d'un cycle, et si l'effort de pêche n'est pas réduit lorsqu'il vient à décliner pour des raisons naturelles, la surpêche réduira le stock encore davantage et pour plus longtemps. C'est, en général, à la suite de crises de ce genre que des mesures de réduction de l'effort de pêche rencontrent l'assentiment général.

Il est rare que les politiques retenues visent uniquement à réduire l'effort de pêche. Néanmoins, elles affectent toujours les pêcheurs, les opérations de pêche, la répartition des débarquements et, finalement, ceux qui consomment le poisson.

Les politiques d'exploitation affectent aussi les opérations de mariculture extensive. C'est ainsi que les performances de production d'un bassin conchylicole dépendent de la régulation du cheptel en élevage (chapitre 7), comme des politiques de conservation de la qualité du milieu (chapitre 12). De même, les jeunes saumons produits par des fermes aquatiques pour être relâchés dans des rivières côtières passent une grande partie de leur vie dans l'océan, avant de retourner vers leur point d'origine où ils pondent avant de mourir (chapitre 8). Ces saumons sont susceptibles d'être pris par des pêcheurs professionnels au cours des phases successives de leur vie océanique, ou par les pêcheurs plaisanciers, tant en pleine mer que dans les estuaires et les ruisseaux côtiers.

Ainsi, l'état des écosystèmes marins, les opérations de pêche, la qualité des produits mis en marché, comme les bénéficiaires des richesses communes de la mer sont-ils fortement dépendants des politiques de pêche et de conservation de l'environnement, comme de leurs carences. Initialement, le choix des réglementations est souvent restreint à celles qui s'appliquent également à toutes les parties prenantes d'une pêcherie. Toutefois, le régime de liberté d'accès fait que, tôt ou tard, les administrateurs des pêches seront confrontés à deux questions :

- qui doit exploiter la ressource ?
- qui doit bénéficier des richesses de sa pêche ?

Ce chapitre a pour objet d'examiner les pratiques actuelles d'allocation, de transfert et de retrait des droits d'usage, sous l'angle de leurs implications sur l'allocation des ressources et la distribution des richesses.

2. Pratiques actuelles

L'histoire de l'humanité est une succession ininterrompue de conflits pour l'accès à des richesses naturelles. Les hommes se sont fait la guerre pour affirmer leurs revendications sur de riches espaces agricoles ou sur d'autres ressources naturelles. Le mouvement d'enclosures, au XVIII^{ème} siècle, en Europe occidentale, s'accompagna de violents conflits motivés par l'évolution des dispositions relatives à la propriété foncière (Mantoux 1961). Les économistes voient dans ce mouvement une réponse à la raréfaction des bonnes terres agricoles et aux bénéfices potentiels à tirer d'un nouveau régime de droits de propriété (Demsetz 1967). Les difficultés rencontrées dans l'allocation de droits d'exploitation des stocks halieutiques ne sont que la continuation de cette histoire. Aujourd'hui, le recours croissant à des systèmes restrictifs de licences ou de quotas individuels cessibles est peut-être tout aussi inévitable que le mouvement d'enclosure ne le fût en son temps.

Les hommes politiques sont prêts à lutter pour obtenir une plus grande part des ressources pour les personnes qu'ils représentent ; ils sont plus réticents à s'engager dans la répartition de richesses limitées entre leurs mandants. Ce constat se vérifie dans la pêche. Les réunions organisées pour étudier comment réduire un taux d'exploitation excessif commencent généralement par envisager l'allocation d'un volume fixé de capture. Mais, souvent, les participants en viennent rapidement à chercher ailleurs un bouc émissaire. L'origine des difficultés est mise au compte de la pollution de l'écosystème, de l'insuffisance des programmes d'aide ou de repeuplement, de l'activité des pêcheurs étrangers, ou plaisanciers, ou professionnels pour ces derniers. La conséquence est que les politiques halieutiques gouvernementales restent très souvent muettes sur la question de l'allocation.

Toutefois, même sans le vouloir, les administrations des pêches prennent des décisions qui modifient le partage des ressources. Quand elles s'attaquent au problème de la surpêche par un raccourcissement de la saison de défens, les navires disposant de plus grandes cales, ou ceux qui peuvent arriver plus vite sur les fonds de pêche, ou ceux qui sont mieux équipés pour opérer par mauvais temps, se voient *de facto* allouer une part relativement supérieure. Quand l'effort de pêche est réduit par des restrictions portant sur les engins, les pêcheurs qui savent mieux contourner les règlements sont avantagés : par exemple, certains pêcheurs au filet maillant sont habiles à mouiller côte à côte deux nappes, chacune de maillage réglementaire, mais dont l'ouverture combinée effective est réduite.

La plupart des réglementations actuelles n'ont qu'une incidence indirecte, non délibérée, sur l'allocation, le transfert et le retrait des privilèges d'usage ; trois modes d'attribution directe sont néanmoins utilisés :

- le premier correspond aux règlements et procédures visant à ne pas octroyer l'accès aux personnes qui ne présentent pas certaines qualifications prédéfinies ;
- le second se rencontre au sein de communautés dont les pêcheurs ont pris, il y a longtemps, ou prennent d'eux-mêmes, l'initiative d'instituer leurs propres systèmes d'allocation et d'exclusion, en dehors de la législation officielle ;
- enfin, dans un nombre de cas limité, mais croissant, les gouvernements adoptent des systèmes d'allocation, dont certains présentent beaucoup de traits caractéristiques des droits de propriété privée.

Dans les pêcheries modérément surexploitées qui disposent de structures et de mécanismes institutionnels permettant aux pêcheurs de coopérer, les systèmes d'accès basés sur la qualification tendent à évoluer. Les pêcheurs peuvent décider de réduire volontairement leurs opérations en restant, par exemple, au port pendant quelques jours entre deux marées. Ces temps morts sont utilisés à l'entretien des bateaux, au repos et, surtout, pour réduire l'effort de pêche total. L'entrée dans la pêcherie peut être restreinte en exigeant de tout nouveau venu qu'il appartienne aux familles membres de la communauté, qu'il soit passé par une période d'apprentissage ou qu'il dispose de certains diplômes. Ces systèmes fonctionnent mieux dans les communautés rurales isolées qui approvisionnent des marchés limités. Lorsque la chute des coûts ou l'expansion du marché favorisent l'entrée d'allochtones, ces systèmes ont tendance à se désagréger (McGoodwin 1984).

Les communautés isolées, établies depuis longtemps, créent souvent leurs propres systèmes coutumiers d'allocation. Ainsi, sur certaines portions de la rivière Columbia, entre les Etats de l'Orégon et de Washington (E.U.), chaque pêcheur nettoie le fond de la rivière des obstacles qui pourraient endommager ses filets, sur des espaces à l'intérieur desquels il opère toujours. Il en résulte que chaque pêcheur indépendant se voit reconnaître par ses collègues un privilège d'usage exclusif sur "son" aire de pêche. Des conflits ouverts peuvent surgir lorsque des intrus tentent de pêcher sur des secteurs considérés comme privés par les pêcheurs locaux. Dans le Maine, de véritables associations d'exploitants ont créé des droits exclusifs pour la pêche du homard ; les pêcheurs se reconnaissent des territoires de pêche privés et se liguent pour chasser, si nécessaire physiquement, tout étranger qui empiète sur leurs territoires (Acheson 1975).

Ces systèmes peuvent se maintenir mais, comme les systèmes de réduction volontaire du taux d'exploitation, ils sont vulnérables. Une augmentation du prix du

poisson, une diminution des coûts de production, ou une meilleure appréciation de la valeur potentielle d'une pêcherie, attireront de nouveaux pêcheurs et soumettront ces systèmes coutumiers d'allocation à de fortes pressions.

Même si ce n'est qu'indirectement, les administrations allouent fréquemment des potentialités de pêche à des groupes de pêcheurs. Par contre, ils définissent rarement les droits des individus. Les accords internationaux permettent de fixer des contingents globaux de capture et de les ventiler en quotas nationaux. Pour appliquer ces quotas tout en réduisant les risques de conflits internes, les administrations peuvent partager ces quotas entre différents groupes de pêcheurs nationaux : par exemple, entre certains ports, entre pêcheurs côtiers et hauturiers, entre pêcheurs professionnels et plaisanciers, entre arts dormants et arts traînants, etc. Des quotas sont parfois alloués individuellement sur la base d'un plafond de débarquement d'espèces définies, pour un type particulier de bateau, pendant une période de temps donnée. Des systèmes d'allocation de quotas individuels, susceptibles d'être ensuite échangés ou vendus, sont à l'étude dans plusieurs pays. Dans certains d'entre eux, et plus particulièrement en Australie, au Canada, en Islande et en Nouvelle-Zélande, de tels systèmes sont déjà opérationnels (Mollett 1986).

Enfin, la pêche de certaines espèces, souvent peu mobiles, peut être gérée par un contrôle de l'espace. Dans ce cas, les règlements qui restreignent les opérations de pêche ont beaucoup de points communs avec les droits de propriété en vigueur sur les terres adjacentes. Le terme de "droits territoriaux d'usage halieutique" a été proposé pour définir cette disposition courante dans les pêcheries coutumières, et toujours fort intéressante (Christy 1982, Pollnac 1984). Le Japon a développé le système de droits de propriété le plus complexe pour aménager ses pêches et ses cultures marines côtières (Asada *et al.* 1983). Si les origines de ce système remontent à une période antérieure à la féodalité (Ruddle 1987), son évolution a conduit, après la Seconde Guerre mondiale, à la mise en place d'une administration importante et complexe. Sous le régime japonais, les décisions explicites d'allocation sont entérinées par la loi, même celles prises à un échelon très décentralisé par chaque coopérative villageoise de pêcheurs.

En résumé, à quelques exceptions près, fort instructives, les gouvernements ont manqué à allouer de façon explicite les ressources halieutiques marines. Les droits de propriété, collectifs ou individuels, sont plus communs dans les pêches d'estuaires et continentales et, surtout, en aquaculture. Dans les pêches maritimes, les conditions particulières d'accès à des groupes d'utilisateurs peuvent être affectées significativement, mais seulement de manière implicite, par les effets secondaires des décisions que les administrations prennent en réponse à d'autres objectifs globaux d'aménagement, comme la conservation des ressources, le maintien de l'emploi ou la défense des intérêts nationaux.

Cette incapacité à prendre des décisions explicites d'allocation dessert certains objectifs d'aménagement plus que d'autres. Ainsi, peut-on espérer pouvoir conserver la ressource sans se préoccuper de qui l'exploitera, encore que les difficultés d'application de ces mesures aient pour origine la carence des réponses aux dimensions économiques et politiques de l'aménagement des ressources renouvelables. Les objectifs d'équité, d'acceptabilité politique et de faisabilité administrative peuvent théoriquement être atteints quoique, ici également, plus difficilement que lorsque l'on dispose de mécanismes fonctionnels d'allocation. Mais, c'est lorsque l'on se soucie d'améliorer l'efficacité économique de pêcheries pleinement développées que de fortes contraintes apparaissent. Ainsi Agnello et Donnelly (1975) ont montré que, dans les pêcheries d'huîtres aux Etats-Unis, les performances étaient conformes aux enseignements de la théorie économique : dans une pêcherie donnée, le revenu des pêcheurs est d'autant plus élevé que les droits de propriété y sont clairement définis. Les administrations nationales rencontrent des difficultés à allouer elles-mêmes les ressources, mais des résultats significatifs ont été obtenus en déléguant une partie des prérogatives gouvernementales à des structures d'aménagement concerté.

3. L'aménagement concerté

Lorsque les stocks sont encore faiblement exploités, l'aménagement de leur pêche peut être réalisé par une administration centrale ou un organisme public local. Ces situations deviennent l'exception. Dans la plupart des pays, l'extension des juridictions nationales sur les pêches s'est traduite par un engagement de pleine exploitation et de conservation des ressources en deçà du niveau conduisant à leur production maximale soutenable. Comme cette production varie avec les fluctuations des écosystèmes, la réalisation de cet objectif requiert des capacités très poussées de régulation. Les administrations centrales sont trop éloignées pour réaliser effectivement cette régulation sans disposer d'une masse d'informations d'ordre écologique, biologique, économique et social sur les pêcheries et les communautés locales qui y sont engagées. De leur côté, les agences publiques locales manquent souvent du personnel nécessaire et sont l'objet de pressions politiques qui peuvent les contraindre à sacrifier les objectifs à long terme de conservation pour des préoccupations économiques conjoncturelles. Puisque l'attribution de l'entière responsabilité de l'aménagement à un seul de ces échelons se traduit, en règle générale, par un échec, une plus grande coopération entre les différents échelons de la puissance publique paraît souhaitable.

Le gouvernement d'un pays comprend plusieurs niveaux d'organisation. Si je prends mon propre cas comme exemple, je suis administré par la nation des Etats-Unis d'Amérique, par l'Etat de l'Orégon, par le comté de Benton et, enfin, par la municipalité de Corvallis. Mon domicile fait partie d'un district scolaire et d'un

arrondissement de services collectifs. Quand je me déplace d'une centaine de kilomètres à l'ouest en direction de la mer, je dépends toujours de l'administration des Etats-Unis et de celle de l'Orégon, mais je dois me soumettre à certains règlements particuliers au comté de Lincoln et à la ville de Newport. Si je désire pêcher pour me distraire dans une rivière des environs, je dois me plier aux lois de l'Etat de l'Orégon. Si je pêche le saumon en mer, au large de ce même Etat, je suis soumis, à la fois, aux lois de l'Orégon et à certaines réglementations appliquées et entérinées par des agences fédérales, mais élaborées par un organisme local de décision. On voit que les interventions publiques peuvent s'effectuer par le truchement d'administrations compétentes pour toute ou fraction de la population nationale, ainsi que par une instance locale, plus proche des personnes directement concernées.

En se compliquant, l'aménagement des pêches fait intervenir, conjointement, de plus en plus d'organismes gouvernementaux. Les négociations d'accords de pêche au niveau international sont du ressort d'une administration nationale. D'autres décisions sont prises au niveau régional, tandis que d'autres encore ne concernent que des pêcheries locales particulières.

Comme les processus d'aménagement font intervenir autant d'instances publiques et risquent pour cette raison de devenir peu maniables et inefficaces, on s'intéresse de plus en plus à des solutions alternatives qui soient plus efficaces et dont les décisions soient politiquement mieux acceptables. L'une de ces techniques d'aménagement, dont l'origine remonte à l'organisation ancienne des communautés de chasseurs, pêcheurs, pasteurs et autres exploitants des ressources vivantes (chapitres 1 et 16), est l'aménagement concerté.

Même si l'on peut donner un sens différent à ce terme, il s'appuie sur deux mécanismes principaux. Le premier consiste à déléguer à une communauté locale ou ethnique, le pouvoir de prendre certaines décisions d'aménagement. En Amérique du Nord, l'exemple le plus courant est celui de l'attribution d'une autonomie de gestion aux populations aborigènes, tels les esquimaux de l'Alaska ou les tribus indiennes de l'Etat de Washington, signataires de traités. Au Japon, des droits collectifs et exclusifs de pêche sont attribués aux coopératives locales de pêcheurs. L'autre mécanisme consiste à faire participer directement les pêcheurs, l'industrie de traitement et d'autres membres des communautés locales, au processus de prise de décisions. Des comités consultatifs de pêcheurs existent depuis longtemps aux Etats-Unis, mais ceux-là ont vu leurs pouvoirs et leurs responsabilités s'élargir au cours de la dernière décennie. Les pêcheurs font maintenant partie des conseils régionaux d'aménagement des pêches, mis en place pour élaborer les plans d'aménagement qui servent de fondement aux réglementations des Etats et fédérales. Les pêcheurs sont également membres des groupes consultatifs subsidiaires de ces conseils, et rares sont parmi ces derniers ceux qui décident des options d'aménagement sans s'appuyer sur leur avis. Enfin, les conseils eux-mêmes ont créé des groupes de travail pour étudier de nouvelles réglementations

concernant, par exemple, le maillage minimal des chaluts. Ces groupes de travail comprennent, en général, des scientifiques, des membres des conseils et des pêcheurs reconnus pour leur solide expérience de l'emploi en mer de ces engins.

L'aménagement concerté a obtenu plusieurs résultats positifs. La participation directe des utilisateurs d'une ressource réduit considérablement les dépenses de collecte de l'information. Si les pêcheurs n'y prennent pas part, les données qu'ils fournissent aux instances publiques sont souvent suspectes ou incomplètes, ce qui peut obliger à recourir à des enquêtes parallèles, onéreuses en argent comme en hommes. Quand au contraire, les pêcheurs sont impliqués, ils sont enclins à fournir les informations utiles à l'aménagement. Aux Etats-Unis, certains professionnels ont contribué personnellement au financement de prospections de biomasse de poisson.

L'aménagement concerté facilite aussi l'application des réglementations. Les pêcheurs qui participent à la conception des plans de pêche apprécient souvent mieux les réglementations qui seront acceptables à leurs collègues ; on perdra ainsi moins de temps à tenter d'appliquer des règlements qui ne peuvent pas l'être. Or, l'inapplication des réglementations n'est pas seulement coûteuse parce que les bénéfices qu'on en retire ne compensent pas les dépenses publiques, elle l'est aussi parce que le processus de décision et la structure d'aménagement perdent de leur crédit.

Ainsi, les formules d'aménagement concerté prennent une importance grandissante pour l'application des mesures. Elles se révèlent indispensables lorsqu'il s'agit de mettre en oeuvre des mécanismes économiques.

4. Mécanismes économiques ou décisions administratives

Les économistes des pays capitalistes attachent une grande importance aux mécanismes du marché. Prenons l'exemple d'un voyageur venant de Thaïlande pour visiter Paris. Comment peut-il n'avoir aucune incertitude sur le fait qu'il pourra obtenir le jour de son arrivée dans n'importe quel café, les croissants et le déjeuner qu'il désire commander ? Après tout, l'évaluation du nombre de touristes qui visiteront Paris le même jour, et de leurs goûts en pâtisserie, pourrait demander une information et une organisation considérables. Le résultat des évaluations devrait être alors communiqué aux boulangers, afin qu'ils commandent la quantité suffisante de farine, de beurre et autres ingrédients. Il faudrait aussi faire connaître aux agriculteurs, suffisamment à l'avance, combien de vaches et de poules il leur faudra élever pour produire le lait et les oeufs nécessaires. Heureusement, les marchés sont capables d'une coordination massive

et ne dépendent pas d'un type particulier, individualiste ou altruiste, de comportement humain : la recherche du profit va dans le sens d'une amélioration continue du bien-être économique de la société.

Cependant, les économistes ne sont pas naïfs au point d'ignorer que le marché ne fonctionne pas toujours convenablement. Il peut montrer des imperfections, et cela lui arrive. Les premiers critiques à déceler ces carences ont proposé que le secteur public intervienne pour compenser ces insuffisances. Si le marché ne peut pas garantir que l'eau du robinet dans la chambre d'hôtel de notre voyageur soit potable, il faudra alors créer un organisme public qui veillera à garantir la qualité de l'eau. Malheureusement, comme le marché, le secteur public fait également preuve d'imperfections. Cette section compare les mérites respectifs des mécanismes économiques (du marché) et des procédures publiques (administratives), lorsqu'il s'agit de traiter efficacement le problème compliqué de l'allocation des droits d'usage.

4.1. Souplesse

Certaines décisions d'aménagement, comme la fermeture d'une saison de pêche une fois atteinte la capture totale autorisée, doivent être prises rapidement. A l'inverse, l'application d'autres mesures (y compris les restrictions sur les engins, lorsqu'elles nécessitent de nouveaux investissements) se fait plus lentement et, souvent, graduellement.

Pour différentes raisons, les procédures administratives portant sur le transfert de droits d'accès d'un groupe de pêcheurs à un autre, ou la réduction de l'effectif total d'usagers, demandent du temps. Tout d'abord, les concepts d'équité sociale qui prévalent parmi les pêcheurs, s'opposent aux bouleversements comme aux changements répétés. Les pêcheurs pensent souvent que leur activité professionnelle est un élément important de leur patrimoine culturel. Ceux qui veulent changer de métier trouvent difficilement un emploi en dehors du secteur de la pêche, et les vacances d'emploi requièrent des compétences et des habitudes de vie qu'ils n'ont pas. Aussi ne changent-ils d'occupation qu'à l'issue de longues périodes de privations et au prix de reconversions sociales difficiles.

En théorie, on peut recourir à la taxation pour modifier les schémas d'allocation de l'effort de pêche, bien que cela soit rarement l'objectif recherché. Cette observation s'applique particulièrement aux taxes proportionnelles aux quantités débarquées.

Les redevances imposées pour l'acquisition de licences peuvent être modulées en fonction d'une mesure de la taille du bateau et de sa puissance de pêche. Même si un système de licence peut modifier, dans des limites restreintes, la capacité totale de capture en décourageant son expansion par une augmentation des tarifs, le système de taxation des captures apparaît plus équitable : les pêcheurs qui, dans une pêcherie, font le plus grand chiffre d'affaires, contribueront ainsi davantage aux dépenses collectives de l'aménagement.

Les taxes et les redevances sont des outils précieux d'aménagement, mais ils présentent l'inconvénient d'être peu flexibles. Dans de nombreuses démocraties, les décisions nécessaires à l'institution d'une taxe et à l'adoption d'une grille d'imposition demandent beaucoup de temps. Les changements de régime d'imposition sont d'ailleurs politiquement mieux acceptés et, donc, plus rapidement adoptés, quand le montant des taxes est en rapport avec les dépenses publiques correspondantes et, surtout, lorsque leur produit bénéficie directement aux personnes imposées. Ainsi, certaines municipalités demandent à leurs électeurs d'approuver des dépenses d'entretien de voirie en proposant de les faire financer par les propriétaires, sur la base de la valeur des propriétés foncières adjacentes au réseau routier. Dans certains cas, les pêcheurs acceptent de payer des taxes calculées *au prorata* de la valeur du poisson qu'ils débarquent, car leur produit est destiné à financer des écloseries publiques dont ils escomptent une amélioration de leurs captures futures. Bien que les pêcheurs soient peu enclins à approuver des taxes destinées à couvrir les frais d'application des réglementations, les corps législatifs se montrent néanmoins prêts à les adopter.

Comme les pêcheries sont soumises à d'importantes variations du fait des fluctuations, en partie imprévisibles, des stocks, la rigidité des taxes limite encore leur utilisation pour l'allocation de l'effort de pêche. Prenons le cas hypothétique d'un stock dont l'abondance diminue sous l'effet de modifications d'origine climatique (chapitre 9). Comme ce changement est imprévisible, il faudra plusieurs mois aux biologistes pour expliciter scientifiquement ce déclin et pour présenter des résultats qui convainquent l'instance d'aménagement de l'opportunité d'une réduction active de l'effort. Imaginons que cette dernière envisage d'augmenter les taxes pour atteindre cet objectif. Sa proposition peut avoir à être soumise à l'approbation d'un corps législatif, ce qui demandera encore plusieurs mois. Lorsque les pêcheurs seront informés de l'augmentation, ils auront, entre temps, déjà bouclé leurs plans d'investissement en bateaux et en engins. A terme, ils pourront être incités à changer d'espèces cible, ou de pêcherie, mais, d'abord, ils s'efforceront de survivre à cette période difficile en intensifiant leur effort.

Un autre mécanisme du marché apparaît beaucoup plus maniable que la taxation : il s'agit des quotas individuels cessibles. Si nous reprenons l'exemple hypothétique précédent, les scientifiques pourront définir, pour une pêcherie variable, un plafond qui pourra être capturé en toute sécurité, ainsi qu'une réserve

complémentaire, dont la prise ne sera autorisée que si de nouvelles informations viennent en confirmer la possibilité. Sous un régime de quotas individuels transférables, les pêcheurs sont incités à capturer leur quota au coût et, donc, avec les investissements minima. Si le stock vient à baisser, la capture de la réserve ne sera pas autorisée, de sorte que l'effort sera automatiquement réduit.

Cet exemple indique également quelles pêcheries se prêteront le mieux à une gestion par quotas individuels cessibles. Ce sont essentiellement celles qui portent sur des espèces à longue durée de vie, dont le recrutement varie modérément (chapitre 4), et dont l'importance économique est suffisante pour justifier un suivi régulier. Pour de tels stocks, une légère surpêche une année pourra être compensée par une réduction des quotas l'année ou les années suivante(s). En revanche, les espèces à courte vie et à recrutement variable se prêtent mal à un aménagement par quotas individuels. Pour celles-ci, les quotas ne pourront être fixés que tard dans l'année, lorsque le recrutement en cours sera connu. Une réduction notable pourra donner lieu à de longs débats pour leur adoption. Dans ces conditions, les pêcheurs ne pourront décider leur calendrier de pêche que tardivement dans la saison. Selon la réponse des pêcheurs à l'incertitude qui en résulte, les capacités de capture pourront se révéler excédentaires les mauvaises années et, inversement, insuffisantes les années fastes.

L'application des quotas individuels se heurtera aussi à des difficultés dans les pêcheries composites et dans les pays qui ne disposent que de faibles moyens, administratifs pour surveiller les captures, et scientifiques pour déterminer les niveaux annuels de prélèvement (chapitre 17). Dans les pêcheries plurispécifiques, la détermination des quotas peut se révéler lourde. Les interactions techniques (chapitre 2) compliquent encore leur fixation et la régulation de la pêche par les captures. Toutefois des stratégies simplifiées, reposant sur quelques espèces support, peuvent être imaginées (chapitre 17). La surveillance des débarquements et des transbordements peut être irréalisable dans des pêcheries artisanales côtières, surtout dans les pays dont les moyens administratifs sont modestes.

Par contre, là où les conditions d'efficacité des quotas individuels cessibles sont réunies, ils offrent plusieurs avantages. Les pêcheurs sont incités à pêcher leurs quotas au moindre coût : l'incitation à l'acquisition de surcapacités sera largement éliminée. N'étant plus sous la pression d'une compétition irrationnelle pour prélever leur part, les conditions de sécurité seront grandement améliorées : prise de risques moindres par mauvais temps, réduction de la fatigue (horaires de travail), meilleur entretien des navires. Les innovations qui réduisent les coûts et accroissent la qualité et la valeur des prises seront plus vite et plus facilement adoptées. Par contre, celles dont le seul objet est d'accroître la part individuelle d'un contingent global ne seront plus recherchées, à moins qu'elles ne réduisent simultanément le coût de l'unité d'effort de pêche. Ainsi, certains pêcheurs seront amenés à acquérir, auprès d'autres, des quotas supplémentaires pour valoriser des économies d'échelles potentielles. Par contre, la

recherche, économiquement injustifiée, d'une plus grande productivité technique qui conduit, dans les pêcheries où la compétition est ouverte, à une substitution perverse de la main d'oeuvre par le capital (équipements), n'aura plus lieu d'être. Surtout, quitter la pêcherie, qui constitue sans doute le problème le moins bien traité dans l'aménagement actuel des pêches et des cultures marines, sera, économiquement et psychologiquement, moins difficile.

4.2. Réduction des capacités excédentaires de capture

Les économistes qui avancent que l'origine des difficultés de la pêche réside dans la liberté d'accès ont fondamentalement raison. Malheureusement, ils oublient de proposer des solutions adéquates. L'appui politique indispensable pour éliminer les surcapacités fait généralement défaut tant que le mauvais état économique et biologique n'est pas patent. Le problème n'est plus alors une question de liberté d'accès, mais d'incitation à la sortie.

Les administrations ont assez souvent recours à des systèmes restrictifs de licences pour bloquer ou ralentir l'entrée de nouveaux bateaux. Comme ceux-ci sont souvent adoptés dans des pêcheries qui ont atteint un niveau notable de surinvestissement et de surpêche biologique, ces programmes incluent des dispositions pour racheter à certains pêcheurs leurs licences, que celles-ci soient attachées aux personnes ou aux bateaux (d'où les termes de programmes de "rachat" ou de "retrait monnayé").

De tels programmes ont été mis en oeuvre en diverses occasions, mais peu ont atteint leurs objectifs. Dans la phase d'expansion des pêches mondiales, chaque fois qu'une pêcherie sous-exploitée était localisée, les pays pouvaient y redéployer les puissances de pêche excédentaires des pêcheries surcapitalisées. Ces redéploiements peuvent se faire par l'octroi de licences ou de subventions. Le Japon fournit un bon exemple de pays ayant appliqué avec succès la première démarche. Il a notamment redéployé ainsi une partie de ses flottilles opérant en mer de Chine orientale vers la pêche thonière dans le Pacifique sud. Plus généralement, une des motivations de l'expansion géographique de la grande pêche japonaise a été la nécessité politique de décongestionner ses pêcheries côtières, surpeuplées et surcapitalisées.

S'il est remarquable, l'exemple japonais n'est pas unique. Dans les années 70, une série d'événements a rendu nécessaire la réduction de la pêche du saumon pacifique au large des côtes des Etats de l'Orégon et de Washington. Des fonds publics ont été débloqués pour aider les pêcheurs à se reconvertir, de la pêche du saumon à la traîne, à

celle de la morue charbonnière au casier et à la palangre. Le déclin ultérieur du stock de morue charbonnière et les pressions pour obtenir une augmentation de son exploitation illustrent le caractère au mieux passager des solutions de redéploiement.

Un nombre croissant de pays a pris conscience que ces solutions de redéploiement n'aboutissent, en fait, qu'à déplacer le problème d'un secteur à un autre et, qu'avec la pleine exploitation des ressources et l'expansion des juridictions nationales, la marge de manoeuvre s'était fortement réduite. Le constat les a conduit à adopter des programmes nationaux de réduction de leurs flottilles.

Ainsi, la Norvège a lancé plusieurs programmes spectaculaires de ce genre. Entre 1979 et 1985, sa flottille de pêche à la senne a été réduite de 80 000 tonnes brutes, dont 50 000 ont été vendues ou envoyées à la démolition (Hansen 1986) ; entre 1979 et 1981, 14 de ses 80 chalutiers ont été de même réformés (Brochmann 1983). L'efficacité de tels programmes est réduite par des effets sociaux et politiques secondaires. Comme les pêcheurs artisanaux ont peu d'alternatives d'emploi et que le gouvernement norvégien veut maintenir en place les populations le long du littoral, les systèmes restrictifs de licences ne s'appliquent pas à la petite pêche. Aussi, les chantiers navals norvégiens construisent-ils aujourd'hui des bateaux de plus en plus puissants, juste au-dessous de la taille à partir de laquelle la licence est exigée.

L'un des programmes les plus ambitieux de réduction de flottilles est actuellement en cours au Japon (Matsuda 1986). L'extension des juridictions nationales dans les années 70 a contraint le Japon à redéployer ses capacités, de pêcheerie en pêcheerie, avant d'entreprendre la réduction du tonnage de plusieurs flottilles. Ainsi, entre 1980 et 1984, sous l'effet combiné de programmes de réduction subventionnés par le gouvernement et les associations professionnelles, et de faillites, le nombre de thoniers engagés dans la grande pêche a diminué de 21 %, tandis que l'effectif de la flottille opérant au large des côtes japonaises baissait de 25 %.

D'autres pays ont élaboré d'importants programmes de ce genre mais, par manque de fonds publics et de volonté politique, ne les ont réalisés que partiellement. C'est le cas de la Colombie britannique, où un programme de restructuration de la pêcheerie de saumon fut activement lancé au cours des années 60. Il devait être appliqué par étapes. Les premières eurent des résultats positifs, mais les suivantes ne furent jamais complètement réalisées par suite de changements dans les orientations politiques et fiscales au Canada. Bien qu'il constituait un élément majeur du plan de restructuration, le programme de réduction de la flottille n'a jamais été réalisé par insuffisance de fonds publics.

4.3. Taxes et subventions

Les surcapacités ont en grande partie pour origine les programmes nationaux de subvention, mesure à laquelle les pêcheurs sont pourtant très sensibles. Les économistes avancent parfois que si le mauvais état des pêcheries est dû aux subventions, le remède devrait se trouver dans la taxation. Politiquement, cette méthode n'est pas toujours applicable. En général, l'existence d'une surcapacité dans une pêcherie n'est admise qu'une fois que les revenus ont nettement décliné. Taxer alors davantage des personnes qui perdent déjà de l'argent est d'autant moins populaire que l'objectif est d'obliger un certain nombre d'entre eux à quitter un métier qu'ils ont choisi.

On a également suggéré le recours aux taxes dans les pêcheries plurispécifiques, où certaines espèces sont surexploitées et d'autres sous-utilisées. Un régime de taxation modulé en fonction du taux d'exploitation subi par les espèces simultanément pêchées permettrait en principe d'améliorer la production globale. Mais les programmes complexes de taxes et de subventions sont très onéreux et lourds à administrer. Aussi, cette méthode est-elle très peu utilisée. D'ailleurs, lorsque des taxes sont prélevées sur les débarquements, elles portent déjà, en règle générale, surtout sur les espèces nobles, qui sont en moyenne les plus exploitées, et restent modiques ou nulles pour les espèces de faible valeur commerciale, qui sont le plus souvent sous-utilisées.

4.4. Les quotas individuels cessibles

Parce qu'ils suscitent des motivations pour éliminer les surinvestissements, les programmes d'aménagement des pêches qui reposent sur des droits territoriaux ou sur des quotas individuels cessibles, rendent inutiles de telles interventions. Les principaux programmes de quotas individuels cessibles n'ayant été mis en oeuvre que très récemment, cette assertion repose avant tout sur des analyses théoriques, et sur l'observation de systèmes aquacoles (Agnello et Donnelley 1975) ainsi que d'autres exploitations de ressources naturelles. Ces études économiques montrent que les profits réalisés par les entreprises sont d'autant plus élevés que leurs droits de propriété sont mieux définis.

Toutefois, les évidences théoriques qui supportent l'hypothèse selon laquelle les systèmes basés sur des droits de propriété créent plus de richesses que d'autres (voir, par exemple, Clark 1980) doivent être acceptées en conservant un esprit critique. Après tout, les gens ne réagissent pas toujours comme les théoriciens de l'économie

l'imagination. En outre, tout système d'aménagement des ressources naturelles évolue en partie de manière imprévisible quand des processus politiques interfèrent.

Il n'en reste pas moins que, jugées sur leur capacité à réduire les coûts de production, les autres formes d'ajustement des capacités de capture se heurtent à d'énormes difficultés, et que la réussite initiale des programmes de quotas individuels cessibles, comme celle que l'on constate en analysant l'histoire de la plupart des systèmes de droits de propriété privée, est évidente. Puisque les administrations chargées de l'aménagement des pêches ont jusqu'ici manifesté peu d'inclination ou d'aptitude pour réduire, par des procédures administratives, les surcapacités de capture, les possibilités offertes par les mécanismes du marché méritent la plus grande attention, lorsqu'il s'agit d'aménager des pêcheries fortement surcapitalisées.

4.5. L'aménagement et l'application des mesures

L'aménagement de toute forme d'exploitation de ressources renouvelables est à la fois complexe et coûteux. L'origine des coûts, qu'il s'agisse de la collecte de l'information sur les populations exploitées et leur pêche, de son analyse, du choix et des négociations pour l'adoption des mesures de régulation, ou des processus de décision, a déjà été examinée. L'application des mesures, comme la fermeture temporelle ou spatiale de la pêche, ou les restrictions sur les engins, peut également être très coûteuse. Lorsque les externalités qui poussent les armements à la surcapitalisation sont réduites, c'est-à-dire lorsque l'on crée des conditions qui poussent les pêcheurs et les aquaculteurs à agir dans le sens d'une exploitation cohérente des ressources, les mécanismes du marché sont beaucoup moins onéreux. Cela est particulièrement vrai des frais d'application des réglementations. Quelles que soient celles-ci, leur application est toujours complexe et cruciale. Aussi, qu'il s'agisse du choix des options ou du suivi de l'application et des effets des mesures, la situation de chaque pêcherie doit-elle être examinée avec soin.

Pour les programmes de quotas individuels cessibles, I. Clark (comm. pers.), qui a eu une responsabilité directe dans leur introduction en Nouvelle-Zélande, confirme les observations faites dans plusieurs autres pêcheries (Mollett 1986): si des pêcheurs se voient attribuer des parts d'une capture totale autorisée, ils cherchent à tirer de leur quota la plus grande valeur possible. Puisque certaines espèces et certaines tailles valent plus au débarquement que d'autres, ils sont tentés de rejeter en mer celles de moindre valeur. Les poissons rejetés, surtout s'ils ont été pêchés profond et s'ils sont restés entassés longtemps dans un filet, subissent des mortalités très fortes, souvent totales.

Les pêcheurs, dans leur ensemble, sont conscients de l'intérêt de la conservation ; la plupart d'entre eux ne rejettent du poisson que contraints. On constate, néanmoins, que le taux de rejet augmente quand les quotas individuels bloquent les taux de capture nettement en deçà des quantités que les pêcheurs souhaiteraient mettre sur le marché. Bien que les pratiques de rejet puissent parfois être détectées de la côte ou de bateaux de pêche voisins (notamment, dans les pêches d'estuaire ou de rivière), la seule méthode effective, pour faire respecter coercitivement les réglementations dans les pêches maritimes, consiste à placer un observateur à bord de chaque bateau. Cela peut être économiquement envisageable pour de très grands navires, mais n'est pas réaliste pour la majorité des pêcheries mondiales.

Les difficultés d'application des règlements sur les rejets se rencontrent donc dans les pêcheries aménagées par l'intermédiaire de mécanismes du marché, comme dans celles qui le sont par des procédures administratives. Aussi, chaque méthode doit être complétée par des dispositions techniques, comme la limitation des maillages ou l'emploi de chaluts sélectifs : en contribuant à l'utilisation économique effective de toute capture, elles réduisent les motivations qui poussent à accroître les rejets.

5. Mécanismes directs et indirects

L'accès aux pêcheries peut être limité par des contrôles directs comme par des actions sur les facteurs qui suscitent indirectement l'attrait pour la pêche. Presque toutes les mesures d'aménagement ont des effets indirects variés sur l'accès. Les restrictions prohibant les engins hautement performants augmentent les coûts de production, réduisent la rentabilité, et peuvent inciter les pêcheurs à diminuer leur effort de pêche, à passer à une autre pêcherie, ou même à abandonner le métier.

5.1. Mécanismes directs

Peut-être est-ce sous le Japon féodal que l'ensemble de dispositions les plus détaillées et les plus spécifiques fut élaboré (Ruddle 1987). Les seigneurs féodaux avaient deux soucis majeurs : maintenir l'ordre et prélever des revenus. Les villages de pêcheurs étaient administrés sous un régime particulier : des droits exclusifs d'accès à la zone de pêche contiguë leur furent accordés ; en échange, chaque village devait payer des redevances au seigneur. L'isolement du Japon du reste du monde, ajouté à la rigueur de son régime politique et aux préceptes religieux qui imposaient à son peuple

un comportement d'intégration, sont parmi les facteurs qui ont joué dans l'émergence d'un système, strict et bien organisé, de droits de propriété dans les pêcheries côtières.

Les changements politiques survenus au XX^{ème} siècle ont conduit à la mise en place d'un régime, toujours complexe, de droits de propriété, reposant sur une législation particulière. Bien que les conflits pour l'utilisation des ressources et les litiges semblent s'accroître, le système japonais fournit toujours l'exemple de contrôles directs le plus poussé qui soit au monde. Les allocations directes aux villages ont été remplacées par des allocations directes à des petits groupes spécifiques de pêcheurs, ainsi qu'à des exploitants individuels, organisés pour la plupart en coopératives. Des redevances assez substantielles sont versées soit aux préfectures, soit au budget national, mais ces sommes ne couvrent qu'une partie des coûts publics d'aménagement.

A la suite des difficultés croissantes d'accès éprouvées dans la grande pêche, les Japonais ont accru leurs efforts pour conserver la qualité de l'environnement marin, promouvoir les pêcheries côtières et aménager les pêches de façon encore plus intensive (Sakiyama 1984). Si leur système de droits de propriété est sans doute remis en question par certains, le Japon aura du mal, à l'avenir, à trouver ailleurs dans le monde de meilleures solutions techniques.

Le système japonais de droits de propriété sur les pêcheries côtières est un exemple de *droits territoriaux d'usage halieutique* : les titres d'exclusivité portent sur des espèces particulières, sur des secteurs délimités. Il existe partout dans le monde des régimes de droits territoriaux propres, ou dérivés de systèmes de pêche coutumiers (Christy 1982). Ils s'appliquent souvent aux espèces sédentaires ou peu mobiles, mais ils sont généralement moins élaborés que le système japonais et, surtout, ont rarement été entérinés dans les législations nationales.

Les systèmes de droits de propriété, portant sur des stocks hauturiers de poissons mobiles sont plus récents, tout au moins à l'échelle à laquelle ils se développent actuellement. La présentation de trois programmes particulièrement intéressants permet d'éclairer certaines particularités de cette méthode, déjà mentionnée, d'allocation de parts ou de *quotas individuels*.

Les mesures récemment adoptées pour la pêcherie australienne de thon rouge austral sont originales à bien des égards. D'abord, l'adoption, pour l'administration des pêcheurs nationaux, de dispositions strictes est tout à fait inhabituelle. En second lieu, les quotas individuels cessibles sont déjà assez rares, mais leur application nationale à un stock de grands migrateurs exploité par plusieurs pays est absolument unique.

Le thon rouge austral, qui pond dans l'océan Indien, effectue une migration qui le conduit le long de la côte méridionale de l'Australie, puis à l'est vers la Nouvelle-Zélande. Les plus fortes captures sont effectuées par les Japonais et les Australiens, celle des Néo-Zélandais restant plus modeste (Lilburn 1986, Robinson 1986). Au cours des années 70, la taille et l'âge moyens de capture ont fortement décliné. En 1982, la biomasse était descendue au tiers de celle du stock vierge. Ceci a inquiété les scientifiques : ils craignaient que le recrutement ne s'effondre. En 1983, les trois principaux pays exploitants se mettaient d'accord sur un quota global et son partage. Cet accord contraignait l'Australie à diminuer fortement sa pêche et, cela, à un moment où ses pêcheurs voyaient leurs revenus réels décliner.

L'Australie a réagi à cette situation par l'adoption d'un programme de quotas individuels cessibles. Parmi les raisons qui ont entraîné ce choix, la faisabilité administrative de la méthode a joué : il fallait de toute façon contingenter les captures de la flottille toute entière. En outre, on escomptait avec ce système pouvoir réduire, sur une base volontaire, les surcapacités de capture. Les pêcheurs eurent à choisir entre trois options : se voir concéder une part du nouveau quota global, proportionnelle à leurs captures antérieures ; acquérir auprès d'autres pêcheurs un supplément de parts, de façon à améliorer leurs rendements ; vendre tout ou partie de leur quota et réduire leur activité en conséquence. L'achat de quotas supplémentaires pouvait en effet rendre la pêche de certains pêcheurs plus efficace en leur permettant de réaliser des économies d'échelle. Des gains économiques étaient aussi réalisables à condition que l'on puisse redéployer les opérations de pêche localisées au large de la côte occidentale, qui portaient sur des juvéniles de petite taille, vendus à bas prix pour la conserve, vers la pêche au large des côtes méridionales et orientales, de gros individus commercialisables sur le marché japonais sous forme de *sashimi*, donc à des prix très supérieurs. La vente de leurs quotas permettait aux pêcheurs qui décidaient de partir, d'obtenir une compensation financière, et épargnait à l'Etat d'avoir à racheter des surcapacités de capture. Il est encore trop tôt pour évaluer complètement ce programme, mais il a été accueilli jusqu'ici avec optimisme. L'effort de pêche a été réduit et redéployé vers des poissons de plus grande taille.

Face à des problèmes d'allocation similaires à ceux auxquels sont confrontés de nombreux pays, la Nouvelle-Zélande s'est montrée très imaginative (Clark and Duncan 1986). Lorsqu'elle a étendu sa juridiction sur la pêche, la Nouvelle-Zélande avait en même temps à aménager une pêcherie côtière surcapitalisée, et à développer sa pêche hauturière pour laquelle elle ne maîtrisait pas les techniques adéquates et ne disposait pas de marchés suffisants. La création d'entreprises conjointes, souvent avec des partenaires japonais, fut fortement encouragée par le gouvernement néo-zélandais, comme mesure transitoire pour passer d'une exploitation étrangère, à une pêche nationale de ses ressources halieutiques profondes. Des quotas furent alloués préférentiellement aux armements où la part des capitaux nationaux était plus élevée. Cette politique s'est révélée très efficace. Les Néo-Zélandais sont parvenus à exploiter et à exporter vers des marchés très éloignés, des poissons de la meilleure qualité.

Le système de quotas individuels cessibles n'est appliqué aux pêcheurs nationaux que depuis peu. Les allocations initiales, en termes de parts d'une capture totale autorisée, ont été calculées sur la base des captures individuelles antérieures. Une fois allouées, les parts sont librement échangeables par l'intermédiaire d'un système de marché informatisé. Des difficultés ont surgi, mais nombreux sont les pêcheurs qui se montrent satisfaits de l'augmentation de leurs revenus, consécutive à l'adoption du nouveau système. Le problème majeur, à l'heure actuelle, concerne le volume important des rejets. Le rejet de poissons de moindre valeur semble le résultat inévitable de la recherche d'une maximisation de leurs revenus dans les limites de leur quota. Mais des discussions sont actuellement engagées pour voir comment ce gaspillage pourrait être réduit (Clark 1988).

Le système de quotas individuels, récemment introduit par l'Islande, se différencie sur plusieurs points du système néo-zélandais, révélant ainsi la variété d'applications possibles des mêmes principes de base. Les raisons de ces différences sont diverses. Les débarquements de la flotte islandaise ont d'abord augmenté avec l'extension de la juridiction nationale sur l'un des secteurs les plus poissonneux du monde. Mais l'effort de pêche s'est accru plus rapidement encore. Immédiatement après la création de la zone économique exclusive, la rentabilité moyenne de la flottille était positive, mais, en 1982 et 1983, les pertes ont battu des records historiques (Arnasson 1986). L'Islande a réagi en établissant des quotas individuels transférables. L'une des différences majeures entre les systèmes néo-zélandais et islandais réside dans le fait que le premier autorise la vente permanente de parts. Ainsi, la part d'un pêcheur au cours de l'année t sera égale à la part qu'il avait l'année $t-1$, plus (ou moins) les parts qu'il a achetées (ou vendues) au cours de l'année $t-1$. Le système islandais ne permet aux pêcheurs d'échanger leurs quotas que pendant la période en cours. En fait, les deux pays apprécient différemment l'avantage du gain exceptionnel dont bénéficient les premiers propriétaires lors de toute attribution de nouveaux droits. En tout état de cause, le programme islandais a déjà mis fin à l'accroissement des investissements et de l'effort de pêche. Il se révèle très intéressant : les administrateurs des pêches et les professionnels des autres pays l'étudient avec attention.

Si les programmes de quotas individuels transférables devraient susciter l'intérêt de tous les administrateurs des pêches, ils ne constituent pas la panacée. Ils ne sont applicables que dans les pêcheries où un plafond global de capture peut être déterminé et appliqué. Ils peuvent inciter à une augmentation inacceptable des rejets. L'application de ces mesures a rencontré des difficultés sérieuses dans plusieurs régions (Peacock et MacFarlane 1986, Haxell 1986). Lorsque la régulation de la pêche par la limitation des captures n'est pas envisageable, son ajustement par les intrants (capacité de capture) doit alors être considéré. Cette méthode, souvent dénommée "*allocation restreinte de licences*" ou "*limitation par licences*", est beaucoup plus commune par le nombre de pays qui l'ont essayée, comme par l'ancienneté de son application.

Les spécialistes de l'application des mesures et de la surveillance des pêches affirment que la possession d'une autorisation officielle, préalablement à l'entrée dans la pêche, est une condition importante de tout régime de régulation de la pêche (Derham 1985). A elle seule, cette mesure permet de changer le statut juridique d'une ressource halieutique : de ressource librement accessible (*res nullius*), elle devient une propriété collective (*res communes*). Du fait de la décision d'exclusion, la ressource, délimitée, qui n'appartenait à personne et n'était soumise à aucune juridiction jusqu'à sa capture, devient la propriété d'un groupe d'exploitants, défini par extension, et, par conséquent, soumise à des principes, des règlements et des procédures pour son exploitation et sa conservation. Le besoin d'une autorisation implique également qu'un comportement inacceptable, c'est à dire contraire aux règles établies, est une raison suffisante pour le retrait du permis de pêche.

Les systèmes de licences varient beaucoup. Pour leur analyse, les systèmes peuvent être classés en trois catégories, selon que les licences sont :

- librement attribuées à tous ceux qui s'engagent à respecter les règlements en vigueur ;
- attribuées sans limites à toutes personnes répondant à des qualifications spécifiées ;
- limitées en nombre et attribuées ou échangées uniquement selon des mécanismes monétaires, tels qu'enchères périodiques ou rachat à des titulaires.

L'entrée qualifiée est une pratique ancienne et bien vue des pêcheurs. Les qualifications habituellement requises portent généralement sur l'appartenance à une famille ou à une communauté de pêcheurs ; l'expérience du travail sur un bateau de pêche comme membre d'équipage ; l'obtention de certains diplômes professionnels ; la présentation d'un casier judiciaire vierge, tout au moins en ce qui concerne la violation de la législation sur les pêches. L'entrée qualifiée ne joue pas beaucoup pour contrecarrer le développement d'un effort de pêche excédentaire, mais elle peut contribuer efficacement à prévenir le recours à des pratiques répréhensibles ou peu recommandables, par simple ignorance des règles et des coutumes.

L'une des différences fondamentales entre les différents systèmes de limitation par licences porte sur la facilité, ou la difficulté, avec laquelle le pêcheur acquiert une licence, aussi bien initialement qu'après la mise en oeuvre du système. En général, les programmes, qui visent à réduire significativement le nombre de pêcheurs participant à une pêcherie, engendrent plus de profits pour ceux qui y restent, mais tendent à coûter plus cher à administrer et à poser plus de problèmes législatifs (Rettig 1984). L'annonce

ou l'éventualité de l'adoption d'un programme de limitation par licences suscite une spéculation sur les entrées : si l'on escompte un gain de la vente de sa licence, on se précipitera pour en obtenir une, même si la pêcherie à laquelle on participe ne rapporte guère de bénéfices ; surtout si l'acquisition de la licence ne coûte rien. Aussi, les programmes de réduction du nombre de licences, qui ne considèrent pas simultanément la question de la réduction effective du nombre de navires et de leur puissance de pêche, peuvent facilement aboutir à des résultats plus nocifs que bénéfiques.

Il y a une vingtaine d'années, les économistes escomptaient beaucoup des systèmes de limitation de la pêche par un régime de licences. Leur désillusion a été grande lorsqu'ils ont découvert que des faiblesses alors imprévues réduisaient leur efficacité. Plus récemment, les analystes politiques ont commencé à réaliser que toutes les méthodes ont leurs défauts et que leur choix doit se faire en fonction des particularités du contexte d'application (Dahlman 1979). Comme un pêcheur professionnel le faisait récemment observer, la limitation des licences est un instrument utile pour réaliser des ajustements hautement complexes dans des pêcheries confrontées à des problèmes aussi complexes (Wallace 1987). Les programmes doivent donc être façonnés en fonction des spécificités de chaque pêcherie, puis ajustés et améliorés année après année. Mais, s'empressez de rejeter un système sous prétexte qu'il présente des limitations n'est pas raisonnable. Les pêcheurs et les analystes des politiques gouvernementales reconnaissent l'intérêt pour la pêche de procéder à des exercices de planification soigneux et détaillés (Huppert 1987). Il n'est pas possible, dans le cadre de ce chapitre, de présenter une synthèse complète des différentes options envisageables lorsque l'on prévoit de réguler la pêche au moyen de licences. Le lecteur intéressé se référera aux nombreux travaux publiés sur ce sujet (Pearse 1979, Stokes 1979, Rettig and Ginter 1980, Sturgess and Meany 1982, Beddington and Rettig 1984, Rettig 1984, Mollett 1986, Oregon State University 1987).

La régulation de la pêcherie de crevette du nord de l'Australie fournit un bon exemple d'application, novatrice et sensée, du système de licences. Cette pêcherie très lucrative s'était développée à partir de la fin des années 60 et a prospéré ensuite rapidement jusqu'à l'introduction, en 1977, d'un système de licences (Lilburn 1986). Les titulaires de licences individuelles s'efforcèrent d'augmenter leurs parts des captures totales. Le résultat de ce comportement fut un déclin des bénéfices moyens nets, seule évolution possible puisque la ressource était pleinement exploitée. Comme les stocks des crevettes se déplacent entre la zone côtière et la haute mer, ainsi qu'entre les eaux d'Etats contigus, les gouvernements, aussi bien des Etats que fédéral, se consultèrent avec les représentants de l'industrie de la pêche australienne sur la meilleure façon d'aménager la pêcherie.

De concert, les parties mirent au point un programme de limitation de l'effort de pêche qui prévoyait de bloquer la flottille, sur la base de la jauge et de la puissance motrice des bateaux titulaires de licences. Un bateau n'était autorisé à pêcher la

crevette que si son titulaire était en possession de l'une des 292 licences (appelés "approbations" ou "unités de classe B") et d'un nombre approprié d'unités de bateaux (ou "unités de classe A"). Les pêcheurs pouvaient se vendre ou s'acheter des unités de classes A et B, ou les vendre au gouvernement. Un plan de renouvellement de la flotte prévoyait l'ajustement, sur une base volontaire, de la taille de la flottille, qui ne pouvait pas dépasser un certain plafond d'unités de classe B, mais seulement décroître.

Ce programme a été mis en oeuvre trop récemment pour pouvoir être évalué de façon exhaustive. On constate déjà, néanmoins, que la capacité de capture tend à diminuer (Wesney comm. pers.). Ce qui importe de souligner ici, ce n'est pas que la limitation par licences résolve les problèmes, mais qu'elle mette de l'ordre dans une pêcherie qui était devenue impossible à gérer sous le régime antérieur. C'est là un aspect dont Wallace (1987) a souligné l'importance dans son évaluation de la pêche du saumon en Alaska.

Ce rapide examen des démarches directes laisse entrevoir leur intérêt potentiel, mais aussi que leur application soulève des difficultés politiques et administratives appréciables, dont il faut tenir compte lors du choix des modalités pratiques.

5.2. Mécanisme indirects

Les pêcheurs s'intéressent à des stocks cible et peuvent passer d'une pêcherie à l'autre pour des raisons très variées (chapitre 17). Les gains qu'ils escomptent tirer de leur participation à une pêcherie ne sont que l'une de leur motivation, mais elle est très importante. On constate, par exemple que les capacités de capture augmentent quand les prix au débarquement montent, et déclinent quand le coût de la pêche s'élève. Mais, pour des raisons qui tiennent au rôle joué par le capital dans l'entreprise, entrée et sortie ne s'effectuent pas de façon symétrique (voir, par exemple, Panayotou 1983). Avant que quiconque ne commence à pêcher, du capital doit être investi dans l'achat d'un bateau, de son équipement et des engins, dont le volume et la qualité varient considérablement selon les fonds dont le futur pêcheur dispose. Ces fonds auraient pu être investis dans une tout autre entreprise, ferme ou magasin. Mais, une fois le bateau acheté, toutes les autres options seront forcloses. "L'argile", que constitue le capital financier dans l'entreprise, aura "pris", sous la forme d'un type de bateau adapté à certaines pêches. Quand, en outre, le pêcheur aura investi lui-même beaucoup de temps et d'énergie pour connaître comment utiliser efficacement cet outil dans la pêche d'un ensemble particulier d'espèces présentes dans un secteur donné ; il aura fait un gros investissement. S'il choisit de rester dans la même pêcherie, il n'aura plus à faire face qu'aux dépenses de fonctionnement et d'entretien, alors que, pour changer de pêcherie, et plus encore de profession, il devra faire de nouveaux investissements pour acquérir

d'autres engins, éventuellement un bateau différent, d'autres biens d'équipement, et entreprendre sa propre reconversion. Sa famille sera déracinée. Il lui faudra abandonner ses amis. Aussi, n'est-il pas surprenant que, dans ces conditions, la perspective de revenus économiques supérieurs stimule plus rapidement l'accroissement des capacités de capture dans la pêche, qu'une baisse symétrique de revenus n'entraîne son désengorgement.

Les revenus économiques des pêcheurs dépendent aussi directement des taxes dont ils doivent s'acquitter. Dans la plupart des pays, ils en acquittent de toutes sortes. Dans l'Etat de l'Orégon, par exemple, les pêcheurs paient des impôts sur leurs revenus quelle qu'en soit l'origine, auxquels s'ajoutent des taxes sur le gazole, sur les prises qu'ils débarquent, ces dernières variant selon la valeur au débarquement des espèces commercialisées, sur leur maison, des droits d'amarrage, des redevances pour l'acquisition des licences pour leurs bateaux, etc. Certaines de ces taxes sont indépendantes de l'effort de pêche qu'ils déploient, d'autres leur sont étroitement associées. Les taxes sur les prises débarquées ne sont perçues que pour les espèces nobles et sont, en règle générale, plus élevées pour les espèces de forte valeur, comme le saumon et le flétan.

Les taxes jouent deux rôles importants :

- pour des raisons d'équité déjà évoquées, ceux qui prélèvent une plus grande part des richesses de la mer contribueront davantage aux dépenses publiques occasionnées par l'aménagement des ressources. Divers économistes préconisent l'application de taxes destinées à prélever la rente économique attachée à la ressource. Cette proposition est fondée sur l'argument selon lequel l'Etat, en tant que propriétaire du domaine public maritime et de ses ressources, devrait adopter les mêmes principes que le propriétaire qui loue à des fermiers, contre le paiement d'une rente, l'usage de ses terres, ou le propriétaire, public ou privé, de forêts, qui alloue à des exploitants forestiers des coupes de bois contre le paiement de redevances. Cependant, le bas revenu de la majorité des pêcheurs ne permet au mieux, dans les pêcheries surcapitalisées, de ne récupérer qu'une petite partie des coûts substantiels de l'aménagement des pêcheries.

- pour des raisons d'efficacité, si les taxes peuvent être légèrement dissuasives, elles ne sont généralement appliquées qu'à l'exploitation d'espèces nobles ; or, c'est généralement dans ce type de pêcheries que l'allocation des droits d'accès se heurte à de fortes résistances. De même, les dépenses de recherche et de prospection portent parfois prioritairement sur les stocks sous-utilisés, dont on souhaite intensifier l'exploitation.

Ainsi, les taxes et les redevances jouent un rôle modeste, mais important, dans l'allocation des privilèges d'usage. Elles le font de façon équitable. Comme technique

pour réduire l'effort de pêche dans les pêcheries surcapitalisées, ou pour modifier l'effort de pêche d'une année à l'autre sur des stocks fluctuants, leur efficacité est faible. Il est, en effet, peu probable que les hommes politiques acceptent d'accroître les taxes dans les pêcheries où des phénomènes naturels auront réduit les revenus des pêcheurs (Crutchfield 1979).

Deux aspects restent à examiner pour répondre aux questions posées dans l'introduction :

- comment réduire le risque d'apparition de monopoles ?
- quels sont les effets des mécanismes examinés sur la distribution des richesses ?

Leurs implications sont primordiales lors du choix des mécanismes et des méthodes d'allocation.

6. La nécessité d'un contrôle des mécanismes purement économiques

6.1. Le risque de monopole et son contrôle

Les théoriciens de l'économie qui analysent les problèmes d'aménagement dans le secteur des pêches partent, en général, d'un certain nombre d'hypothèses :

- les structures économiques des secteurs de la pêche et de la commercialisation permettent la libre concurrence ;
- les produits sont homogènes ; ils présentent la même qualité et jouissent de la même demande de la part des consommateurs ;
- chaque acheteur ou vendeur ne représente qu'une faible partie du marché et ne peut, par conséquent, influencer les prix ;
- le marché ne subit pas d'interférences artificielles majeures, comme un contrôle public des prix ;
- les produits de l'industrie et les ressources utilisées pour les produire sont parfaitement mobiles, c'est à dire qu'aucune contrainte commerciale et qu'aucun obstacle à la mobilité des acteurs n'interfèrent ;

- ces derniers disposent de toute l'information nécessaire pour faire les choix qui se posent.

Dans les diverses pêcheries du monde réel, peu de ces conditions sont parfaitement réalisées et les imperfections de l'économie halieutique, par rapport aux modèles théoriques, ont de fortes implications sur le fonctionnement et le choix des mécanismes économiques.

Les programmes d'accès aux pêcheries peuvent modifier considérablement le poids social et économique relatif des différents groupes de pêcheurs. Après la limitation en Alaska du nombre des licences, plusieurs pêcheurs avaient l'impression d'être manipulés par un petit nombre de conserveurs de saumon, basés à Seattle, loin de la pêcherie et des pêcheurs eux-mêmes. Une fois acquises leurs précieuses licences et stabilisée leur situation (même au prix d'une certaine perte de facilité à passer d'une pêcherie à une autre), ils étaient convaincus que leur poids économique s'était considérablement accru (Adasiak 1980). La clause stipulant que les licences ne pouvaient être détenues que par des personnes privées (c'est-à-dire que les personnes morales, les associations et les sociétés étaient exclues du système) visait spécifiquement à accroître le pouvoir des pêcheurs indépendants.

Même si beaucoup d'autres régimes de licences excluent leur acquisition par des entreprises, les auteurs de ces programmes prennent généralement soin de prévoir qu'un petit nombre d'individus ne puissent monopoliser à leur profit le contrôle de l'accès. En Nouvelle-Zélande, le programme de quotas individuels cessibles prévoit que les quotas ne peuvent appartenir qu'aux personnes et entreprises résidentes en Nouvelle-Zélande, et fixe des plafonds aux parts du quota global que chaque individu peut posséder dans les différentes zones de pêche (Duncan and Clark 1986).

6.2. Distribution des richesses

De même, toute mesure, directe ou indirecte, d'aménagement est susceptible de modifier les schémas courants de distribution des richesses, même si les pêcheurs, administrateurs et hommes politiques se montrent surtout préoccupés des effets dans ce domaine des mécanismes de contrôle direct de l'accès. Ce parti pris a des explications économiques. Si d'importantes modifications dans les dispositions concernant l'accès sont susceptibles d'attirer de nouveaux pêcheurs ou de promouvoir l'essor de certaines industries (par exemple, la construction de bateaux conformes aux nouvelles réglementations), elles peuvent aussi conduire certains pêcheurs ou des ouvriers

travaillant dans les entreprises annexes à changer de métier ou à quitter la communauté. À terme, ces changements peuvent contribuer à améliorer l'efficacité économique mais, à court terme, ils exigeront des investissements substantiels. S'ils valent la peine d'être consentis, les coûts immédiats ne le seront qu'à condition que les gains à long terme soient appréciables et sûrs. Des bouleversements majeurs peuvent signifier une grande détresse sociale : l'émigration disloque les communautés et les familles ; les pêcheurs déplacés peuvent ne plus savoir comment occuper leur vie ; une dégradation de leur état de santé et des dérèglements sociaux peuvent en résulter.

Le risque de disfonctionnements consécutifs à la réalisation de plans de restructuration bâtis à la hâte expliquent pourquoi les programmes d'attribution de licences ou de quotas individuels sont généralement établis sur la base des performances de pêche passées des intéressés. Si les pêcheurs décident volontairement et en toute connaissance de cause de céder leurs droits de pêche, ils garderont leur propre estime ; ils disposeront de moyens pour financer leur reconversion ou pour se retirer de la vie active.

Le risque des décisions à courte vue est réel. Les pêcheurs confrontés au marasme économique pourront abandonner leurs droits de pêche, échouer dans leurs efforts à trouver une nouvelle occupation, épuiser leurs économies et se trouver complètement démunis, devenant de ce fait une charge pour la société. Le cas s'est produit avec les autochtones d'Amérique du Nord. Quand la Colombie britannique a introduit son premier programme de limitation par licences de la pêche du saumon pacifique, de nombreux indiens ont vendu leurs licences à des non-indiens, tout en demeurant dans leurs villages isolés où, en dehors de la pêche, les possibilités de travail sont très réduites. Pour y remédier, un régime spécial de licences de pêche, réservées aux seuls indiens et transmissibles seulement entre eux, a été mis en place (Pearse 1982). On fait souvent référence à ces difficultés rencontrées en Colombie britannique pour justifier l'adoption de clauses de limitation des transferts pour les ethnies isolées et, particulièrement, les communautés autochtones (Adasiak 1980).

La nécessité de prévoir des dispositions particulières pour les communautés prouve que nous nous trouvons là devant un problème plus général : les pêcheurs ne sont pas les seuls à être touchés par l'émigration hors de leurs communautés d'origine. Lorsque les discussions sur les différentes options de limitation de la pêche furent entamées en Alaska, les pêcheurs exprimèrent la crainte que la transmissibilité des licences ne se traduise par un transfert des droits de pêche à leur détriment, au profit d'américains d'autres États, comme ceux de Washington, de l'Orégon ou de Californie, ou des pêcheurs ruraux vers des pêcheurs citadins. Pour tenir compte de cette appréhension, un système complexe d'allocation, accordant une préférence aux pêcheurs ruraux résidents en Alaska, fut élaboré. Malgré ces dispositions, entre 1975 et 1985, 1 399 pêcheurs d'Alaska renoncèrent à leurs licences, tandis que seulement 762 en

demandèrent de nouvelles : ceci représente un transfert net de 637 licences (Schelle and Muse 1986). Qui les ont acquises ? Des pêcheurs locaux d'Alaska, mais vivant en ville, en ont acquis 134, en sus de celles qu'ils ont abandonnées ; le groupe des pêcheurs citadins, non originaires d'Alaska, acquit 267 licences supplémentaires ; des personnes ne résidant pas en Alaska en acquièrent 198 ; 32 licences furent transférées à des pêcheurs ruraux non originaires d'Alaska ; enfin, des forclusions gouvernementales supprimèrent 6 licences. Ces chiffres tiennent compte de la perte importante de licences subie par les esquimaux et les indiens d'Alaska.

Ainsi, la redistribution des possibilités de pêche continue de poser un problème sérieux dont la préoccupation a influencé la législation mise en oeuvre pour réduire la flotte de pêche en Alaska. Mais ce constat n'implique pas que des redistributions plus importantes ne se produisent pas en l'absence de tels programmes. En réalité, la reconnaissance de droits officiellement reconnus confèrent aux pêcheurs indépendants un pouvoir qu'ils n'ont pas en régime de liberté d'accès, tandis que le redressement économique des pêcheries, auquel le changement de régime juridique concoure, assoit leur stabilité. Ainsi, la raison majeure de l'échec des initiatives autonomes de régulation et d'exclusion, comme de la dégradation des systèmes coutumiers d'aménagement, est qu'ils ne sont pas entérinés, et donc protégés, par les législations nationales.

7. Décisions administratives ou mécanismes économiques : le pour et le contre

La première conclusion à tirer de cet examen des implications des mécanismes d'allocation, de transfert et de retrait des privilèges d'usage porte sur la nécessité de concevoir des systèmes qui combinent efficacement mécanismes économiques et procédures administratives. Peu de systèmes d'aménagement peuvent opérer sans recours aux taxes, aux subventions, ainsi qu'au contrôle direct de l'accès. Certains systèmes visent, au-delà, à promouvoir l'efficacité économique des pêcheries. Pour cela, ces systèmes sont complétés par des programmes de licences émises en nombre limité, de quotas individuels cessibles, ou de droits territoriaux d'usage. Ces mécanismes économiques ne sont efficaces que s'ils sont appuyés par des dispositions légales et administratives appropriées. Les fermetures saisonnières ou spatiales, les restrictions sur les engins, sont toutes des outils efficaces, qui permettent chacune d'atteindre des buts spécifiques dans des contextes donnés (Beddington and Rettig 1984). Chaque situation mérite une politique, des mécanismes et des réglementations appropriés.

Les mécanismes économiques servent essentiellement à régler sur la longue période les questions difficiles d'acquisition, de transfert et de retrait des privilèges d'usage. Ils sont peu efficaces pour résoudre les crises conjoncturelles, comme celles

entraînées par le déclin subit de stocks sous l'effet de changements d'origine climatique. Les décisions administratives directes sont mieux adaptées pour traiter les crises de ce genre ; elles sont généralement bien acceptées politiquement, à condition que les pêcheurs soient bien informés de la nature de la crise et des implications des diverses mesures envisageables, et qu'ils soient consultés.

Si les mécanismes économiques changent la distribution des richesses de façon neutre, impartiale et largement acceptable, des combinaisons particulières de ces mécanismes peuvent avoir des répercussions très différentes. Les économistes ne sont pas qualifiés pour déterminer les schémas de distribution que la société doit privilégier, même si leurs convictions propres penchent souvent en faveur d'une distribution plus égalitaire (ce qui ne signifie pas plus équitable) des revenus.

Les administrateurs ne peuvent promouvoir que des schémas d'allocation qui soient acceptables. Les choix que cela suppose comptent parmi les décisions difficiles et les plus controversées qu'ils aient à prendre. Les mécanismes de consultation, par lesquels l'avis des représentants des pêcheurs sont sollicités, facilitent beaucoup le processus mais, en fin de compte, quelqu'un devra prendre la responsabilité de décider qui gagnera et qui perdra.

L'adoption de droits transférables passe par le choix de schémas initiaux d'allocation. Les options les plus simples qui se présentent aux administrateurs reposent généralement sur des principes d'équité qui recueillent l'assentiment des pêcheurs et des communautés locales : c'est le cas, notamment, des partages *au prorata* des quantités individuelles débarquées sur une période antérieure prédéterminée. L'acceptation croissante de programmes établis sur ces principes laisse penser que les problèmes qu'ils soulèvent sont moins importants que les difficultés inhérentes aux autres formules. Sur la longue période, les administrations se faciliteront leur tâche en essayant, à froid, de nouvelles démarches, plutôt qu'en répondant, au coup par coup, aux crises qui ne manqueront pas de se répéter quand les interventions publiques sont différées après l'apparition des premiers symptômes. Le négoce de droits, fondés sur les institutions sociales de la propriété en vigueur dans le pays, ou pour une communauté donnée, s'est montré à la fois efficace et acceptable.

Les mécanismes économiques ne fournissent pas de méthodes faciles pour éliminer les surinvestissements. Par contre, la reconnaissance de droits établis accroît l'efficacité et facilite la sortie dans les pêcheries engorgées. D'un autre côté, le recours exclusif aux procédures administratives est la formule la moins efficace. Si l'on tergiverse pour s'attaquer à la réduction des surcapacités, les difficultés n'ont pas de chance de s'atténuer et la prolongation de la crise peut donner l'impression que les pêcheurs sont naturellement inefficaces, et la pêche, un gaspillage.

Des litiges ne manqueront pas d'apparaître lors de l'adoption d'un système d'allocation, aussi bon soit-il. Lorsqu'il y a répartition, il se trouve toujours quelqu'un(e) pour estimer que le plan ne lui attribue pas ce qu'il (elle) mérite. Dans la plupart des pays, taxes, subventions et droits de propriété sont régis par des institutions solidement établies. Lorsqu'émergent des litiges, comme cela est inévitable, leur règlement sera moins controversé et moins coûteux si la réglementation est bien ancrée dans les institutions politiques, sociales et économiques, propres au pays concerné.

Pour cette raison, les administrateurs à qui est confiée la tâche d'élaboration des systèmes de limitation de l'accès aux pêcheries savent, par expérience, l'intérêt qu'il y a à consulter les juristes, au moment où les options envisageables sont analysées (Rettig and Ginter 1980). Ces administrations pourront juger de façon critique les avis qu'ils recevront ; les spécialistes du droit pourront, par exemple, exprimer des réserves sur des options apparemment meilleures au vu des résultats auxquels elles ont conduit ailleurs. Mais l'aménagement est, pour partie, politique, et la politique est l'art du possible. Il ne peut être dissocié des lois de l'environnement économique et social des hommes, pas plus que celles des écosystèmes exploités.

Analystes comme praticiens soulignent que la flexibilité doit être une règle de l'aménagement (chapitre 14). L'importante documentation publiée sur ce sujet préconise l'adoption de procédures qui permettent aux décideurs de tirer, sans attendre, profit des erreurs commises (Walters 1986). Dans un monde changeant et incertain, il est indispensable de tirer profit des erreurs, aussi bien que des réussites, pour apprécier le pour et le contre des diverses options. Etant donné que deux pays n'ont pas encore alloué de façon identique les privilèges d'usage des ressources marines, il faut aussi accepter de procéder par tâtonnements, sans crainte de se tromper, pas plus que de changer.

REFERENCES

- Acheson, J.M., 1975 - 'The lobster fiefs : Economic and ecological effects of territoriality in the Maine lobster industry'. *Human Ecology*, 3: 183-207.
- Adasiak, A., 1980 - 'The Alaskan experience with limited entry'. In Rettig, R. B. and J.C. Ginter (eds.) - 'Limited Entry as a Fishery Management Tool'. Univ. of Washington Press, Seattle : 271-299.
- Agnello, R.J. and L.P. Donnelley, 1975 - 'Property rights and efficiency in the oyster industry'. *J. Law Econ.*, XVIII, 2: 521-533.

- Anon, 1987 - 'Limited entry : a fishing industry information exchange'. Proceedings of the Conference 'Fishing for Answers : An Industry Information Exchange'. Oregon State University Extensions Service, Corvallis.
- Arnasson, R., 1986 - 'Management of the Icelandic demersal fisheries'. In Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program : Fairbanks : 83-101.
- Asada, Y., Y. Hirasawa and F. Nagasaki, 1983 - 'Fishery management in Japan'. *FAO Fish. Techn. Pap.*, 238.
- Beddington, J.R. and R.B. Rettig, 1984 - 'Approaches to the regulation of fishing effort'. *FAO Fish. Techn. Pap.*, 243.
- Brochmann, B.S., 1983 - 'Fishery policy in Norway : experiences from the period 1920-82'. In 'Case studies and working papers presented at the Expert Consultation on Strategies for Fisheries Development (with particular reference to small-scale fisheries)'. Rome, 10-14 May 1983. *FAO Fish. Rep.*, 295, Suppl. : 108-122.
- Christy, F.T. Jr., 1982 - 'Territorial use rights in marine fisheries : Definitions and conditions'. *FAO Fish. Techn. Pap.*, 227.
- Clark, C. 1980 - 'Towards a predictive model for the economic regulation of commercial fisheries'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1111-29.
- Clark, I.N. and A.J. Duncan, 1986 - 'New Zealand's fisheries management policies past, present, and future : the implementation of an ITQ-based system'. In Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 107-140.
- Clark, I.N., 1988 - 'New Zealand's ITQ fisheries management system'. Fisheries Economics Newsletter, (nov.), 26: III-XIV.
- Copes, P., 1986 - 'A critical review of the individual quota as a device in fisheries management'. *Land Economics*, 62: 278-291.
- Crutchfield, J.A., 1979 - 'Economic and social implications of the main policy alternatives for controlling fishing effort'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 742-52.
- Dahlman, C.J., 1979 - 'The problem of externality'. *J. Law Econ.*, 22: 141-62.
- Derham, P.J., 1984 - 'The problems of quota management in the European community concept'. In Papers presented at the Expert Consultation on the Regulation of Fishing Effort (Fishing Mortality). *FAO Fish. Rep.*, 289, Suppl. 3: 241-250.
- Demsetz, H., 1967 - 'Toward a theory of property rights'. *Amer. Econ. Rev.*, 57: 347-359.
- Hansen, T., 1986 - 'Regulation of fleet capacity'. In Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 57-64.
- Huppert, D.D. (ed.), 1987 - 'Limited Access Alternatives for the Pacific Groundfish Fishery'. *NOAA, Techn. Rep.*, NMFS 52. U.S. Department of Commerce, NOAA : Seattle, Washington.
- Lilburn, B., 1986 - 'Management of Australian fisheries : broad developments and alternative strategies'. In Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 141-187.
- Mantoux, P., 1961 - 'The Industrial Revolution in the Eighteenth Century'. Harper and Row : New York.

- Matsuda, Y., 1986 - 'An evaluation of the Japanese vessel reduction program in skipjack and tuna fisheries'. *In* Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 103-105.
- McGoodwin, J.R., 1984 - 'Some examples of self-regulatory mechanisms in unmanaged fisheries'. *FAO Fish. Rep.*, 289, Suppl. 2: 41-61.
- Mollett, N. (ed.), 1986 - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program : Fairbanks.
- Peacock, F.G. and D. A. MacFarlane, 1986 - 'A review of quasi-property rights in the herring purse seine fishery of the Scotia-Fundy region of Canada'. *In* Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 215-230.
- Pearse, P.H., (ed.), 1979 - 'Symposium on Policies for Economic Rationalization of Commercial Fisheries'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36: 711-866.
- , ---, 1982 - 'Turning the Tide : A New Policy for Canada's Pacific Fisheries'. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Canada. 292p.
- Pollnac, R., 1984 - 'Investigating territorial use rights among fishermen'. *In* Ruddle, K. and T. Akimichi (ed.) - 'Maritime Institutions in the Western Pacific'. National Museum of Ethnology, Osaka : 285-300.
- Rettig, R.B., 1984 - 'License limitation in the United States and Canada : An assessment'. *North Am. J. Fish. Manage.*, 4: 231-48.
- Rettig, R.B. and J.C. Ginter (ed.), 1980 - 'Limited Entry as a Fishery Management Tool'. University of Washington Press : Seattle.
- Robinson, W.L., 1986 - 'Individual transferable quotas in the Australian southern bluefin tuna fishery'. *In* Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program; Fairbanks : 189-205.
- Ruddle, K., 1987 - 'Administration and conflict management in Japanese coastal fisheries'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 273.
- Sakiyama, T., 1987 - 'Fisheries cooperatives in Southeast Asia, an institutional perspective'. *In* Ruddle, K. and T. Akimichi (ed.) - 'Maritime Institutions in the Western Pacific'. National Museum of Ethnology, Osaka. 183-201.
- Schelle, K. and B. Muse, 1986 - 'Efficiency and distribunal aspects of Alaska's limited entry program'. *In* Mollett, N. (ed.) - 'Fishery Access Control Programs Worldwide'. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 317-352.
- Stokes, R.L., 1979 - 'Limitation of fishing effort : 'an economic analysis of options'. *Mar. Pol.*, (Oct.) : 289-301.
- Sturgess, N.H. and T.H. Meany (eds.), 1982 - 'Policy and Practice in Fisheries Management'. Australian Government Publishing Service : Canberra.
- Wallace, B., 1987 - 'Alaska's limited entry program for salmon'. *In* 'Limited Entry : A Fishing Industry Information Exchange'. Oregon State University Extension Service Report, EM 8332; Corvallis : 36-40.
- Walters, C., 1986 - 'Adaptive Management of renewable resources'. Macmillan : New York.

16 - L'ORGANISATION SOCIALE

DES SYSTEMES D'AMENAGEMENT DE LA PECHE

Marc L. Miller

"Depuis l'origine, l'homme a cherché à survivre par des solutions collectives, et non par des solutions individuelles. Toute son existence montre qu'il a réussi. Mais la persistance de besoins et de la misère, même dans les pays les plus riches, manifeste le caractère au mieux incomplet de ces solutions".

R.L. Heilbroner, 1980 - "Les grands économistes".

1. Introduction

Depuis toujours, les sociétés humaines se sont intéressées à l'aménagement des pêches. Toutefois, leurs préoccupations en la matière ont évolué avec la progression de cette activité, ainsi qu'avec l'histoire de leur développement économique et de leur organisation sociale. Jusqu'au milieu du XXème siècle, l'aménagement, tel qu'il était pratiqué par les pays dont le système juridique était inspiré de la coutume romaine, reposait sur l'idée que les diverses ressources marines étaient virtuellement accessibles aux pêcheurs de toutes nationalités. Dans ce contexte, l'aménagement des pêcheries par

Marc L. Miller travaille sur la sociologie des systèmes d'aménagement des ressources naturelles et l'organisation sociale des activités d'exploitation, de plaisance et de loisir en zones côtières. Il est l'auteur d'études ethnologiques sur les pêcheries contemporaines de Nouvelle-Angleterre, d'Alaska et du Pacifique nord-occidental. Il a publié dans de nombreuses revues scientifiques. Marc L. Miller est Professeur associé d'études marines et d'anthropologie à l'Université de Washington et membre du Comité sur la recherche et les statistiques du Conseil d'aménagement des pêcheries du Pacifique (E.U.).

les Etats riverains se traduisait par une protection plutôt lâche du négoce et la taxation sporadique des pêcheurs étrangers opérant en zones côtières.

Au cours de la première moitié de ce siècle, la science a commencé à s'intéresser à l'aménagement des pêches. Pendant les décennies au cours desquelles elle s'est formée, la science halieutique s'est surtout préoccupée des dimensions biologiques du problème posé par la surpêche. Les mesures de régulation portaient alors essentiellement sur la réglementation des engins, la protection de certaines phases du cycle de vie des espèces et la définition de périodes de défens, auxquelles est venue s'ajouter, plus tard, la fixation de contingents de capture (chapitre 21). L'aménagement visait alors à maximiser la production de stocks considérés séparément (chapitre 2).

Après la Seconde Guerre mondiale, les concepts d'aménagement ont radicalement changé. L'événement marquant a été le mouvement général d'enclosure de l'océan. Selon le principe entériné par la Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer (1982), la souveraineté des Etats côtiers s'étend maintenant sur les ressources marines présentes à l'intérieur des zones économiques exclusives (ZEE). Ce bouleversement du régime juridique a coïncidé avec la pleine exploitation générale du potentiel halieutique mondial¹ (chapitre 1). Sous ce nouveau régime, un Etat côtier peut décider de refuser aux nations étrangères tout accès à la pêche des ressources halieutiques présentes dans sa ZEE. Si une telle disposition est de nature à simplifier l'aménagement, elle ne peut, seule, prévenir la surpêche. En effet, les pays doivent, en plus, apporter une solution adéquate au problème posé par la régulation de l'accès aux différentes ressources halieutiques qu'ils contrôlent.

Avec la mise en place des ZEE, la science halieutique s'est diversifiée. Elle s'intéresse maintenant aux conditions de création de richesses à partir des ressources halieutiques nationales. Des concepts comme ceux de production optimale ou de rendement optimal à long terme reflètent les relations fondamentales qui existent entre l'aménagement et les dimensions économiques et sociales de la pêche. L'observation des pêcheries américaines permet certains constats de portée générale. Au cours des douze années qui suivirent l'adoption, en 1976, du Magnuson Fishery Conservation and Management Act (MFCMA), huit Conseils régionaux d'aménagement des pêcheries ont élaboré des plans fondés sur le concept de production optimale (Anderson 1982, Gale and Miller 1985). Deux professions ont été à la fois satisfaites, et surprises des répercussions de la nouvelle procédure. D'abord, les pêcheurs nationaux, qui avaient approuvé le MFCMA parce qu'il leur permettait d'évincer leurs concurrents étrangers des eaux territoriales américaines, ont été consternés d'apprendre que l'industrie

¹ Selon les statistiques publiées par la FAO, la production halieutique marine mondiale a atteint 74,8 millions de tonnes en 1985. Le potentiel halieutique mondial est évalué à 100 millions de tonnes environ : toutefois une fraction de ce potentiel n'est pas capturable par suite des interactions techniques (chapitre 1, Gulland 1971, Royce 1987 : 57).

nationale allait être administrée par les Conseils (Miller and Van Maanen 1979). Ensuite, les halieutes qui, favorables à une élaboration des politiques de pêche sur la base d'analyses scientifiques pluridisciplinaires, ont été étonnés de constater que les décisions des Conseils leur échappaient totalement (Miller and Van Maanen 1983, Miller 1987).

Les premières leçons que l'on peut tirer sur le plan sociologique des premières années d'aménagement dans ce nouveau cadre aux Etats-Unis sont doubles. En premier lieu, les implications des décisions en matière d'allocation aux différentes familles de pêcheurs nationaux en concurrence sont de toute première importance pour la mise en oeuvre effective des schémas de régulation. En second lieu, une politique de pêches reflète, tout autant que le résultat des analyses des pêcheries, les valeurs parfois contradictoires d'une société (Wooster and Miller sous presse).

Ce chapitre admet que les chercheurs et les administrateurs sont conscients de la nécessité, pour être efficace, de tenir compte des dimensions sociales de la pêche. La première section rappelle brièvement l'histoire du droit de la pêche dans le monde occidental ; elle introduit la notion de système d'aménagement et aborde les dimensions sociales de l'évolution des pêcheries. La seconde traite des dispositions institutionnelles et administratives des systèmes d'aménagement. La dernière présente les thèmes de recherche en sociologie, susceptibles de contribuer au progrès de l'aménagement des pêches.

2. Les systèmes d'aménagement des pêcheries

2.1. Rappels historiques

Les travaux de sociologie et d'ethnographie de la pêche montrent que les pêcheries opèrent dans des cadres culturels définis. Les documents ethnographiques et historiques révèlent que les pêcheries se distinguent autant par leurs rapports économiques et leur organisation sociale internes, que par les techniques qu'elles mettent en oeuvre (Hornell 1950, Howard 1950, Howard and Godfrey 1951, Fraser Jr 1966, Anderson and Wadel 1972, von Brandt 1972, Hasslof *et al.* 1972, Fricke 1973, Casteel and Quimby 1975, Smith 1977, Emmerson 1980, Spoehr 1980, Acheson 1981, Johannes 1981, Maiolo and Orbach 1982, Miller 1983, Smith and Wick 1983, Ruddle and Akimichi 1984). Les pêcheries apparaissent ainsi comme des réponses culturelles

aux problèmes soulevés par la compétition de groupes humains pour le partage de ressources naturelles.

Les pêcheries se perpétuent parce que les communautés se révèlent capables d'imaginer des solutions nouvelles à l'exploitation des ressources halieutiques. Cependant, les sociétés dont le droit a subi l'influence du droit romain ont eu du mal à codifier les revendications portant sur les différents usages de la mer et, notamment, celles posées par l'appropriation des ressources halieutiques. Bien que les Romains ne se soient guère intéressés au domaine ni aux pêches maritimes, Justinien adhérait à l'"hypothèse classique" selon laquelle l'usage de la mer était ouvert à tous - *maris communem usum omnibus hominibus*. On ignore si ce concept se fondait sur la théorie de la propriété selon laquelle l'océan entrait dans la catégorie des *res communes* - c'est-à-dire des choses communes à tous - plutôt que sur celle selon laquelle l'océan fait partie de la catégorie des *res nullius* - c'est-à-dire des choses qui n'appartiennent à personne (Johnston 1965 : 303). Selon la loi romaine, les poissons marins étaient considérés comme des *animales ferae naturae* : si, dans leur état naturel, les poissons, comme les abeilles ou les cerfs, vivent à l'état sauvage, quiconque pouvait s'en approprier les captures conformément à la loi de possession (Johnston 1965 : 160).

Les ambiguïtés de la loi romaine sur les pêches n'ont pas été levées au Moyen-Age par la loi gothique. Fondée sur la propriété terrienne, la loi féodale n'accordait que peu d'attention aux choses de la mer. Aussi, pendant les siècles qui suivirent la chute de l'Empire romain, la législation sur les pêches continua-t-elle de se référer aux documents romains (Johnston 1965 : 159-160).

Au XIV^{ème} siècle, avec les initiatives prises par des Etats-nations côtiers, comme Gènes, et leurs revendications de droits de juridiction (et, dans le cas de Venise, de droits de propriété) sur les mers adjacentes, apparaît la doctrine de *mare adiacens*. En 1609, Hugo Grotius publia *Mare liberum* qui, conformément à l'hypothèse classique, réaffirmait le principe de liberté des mers. Grotius considérait que le principe d'acquisition de droits de propriété, par prescription ou par officialisation de droits coutumiers, ne s'appliquait pas au domaine maritime : puisque le domaine maritime était accessible à tous, chacun pouvait participer librement aux pêches maritimes (Johnston 1965 : 165). En 1635, John Selden opposa à la thèse de Grotius le concept de *Mare clausum* : selon son argumentation, la mer pouvait effectivement être appropriée : les revendications de domination sur des espaces maritimes étaient conformes à la loi de la nature et des nations.

La controverse entre les principes de "*mare liberum*" et de "*mare clausum*" fut tranchée avec la publication, en 1702, par Cornelius van Bynkershoek, de *De Dominio Maris Dissertatio* qui proposait de fixer la largeur des mers adjacentes et de les assimiler à des territoires terrestres. C'est à cet auteur que l'on attribue également le mérite

d'avoir popularisé la solution pratique selon laquelle la limite vers le large devait correspondre à la portée du canon - *imperium terrae finiri ubi finitur amorum potestas* (Johnston 1965 : 173). La largeur de la bande territoriale fut calculée de la sorte jusqu'au milieu du XIX^{ème} siècle, période au cours de laquelle la règle des trois milles commença à se généraliser.

Au cours du siècle dernier, même si des règles de trois, six et douze milles furent localement adoptées, les pays échouèrent régulièrement dans leurs tentatives d'aboutir à un accord sur une limite universelle de la mer territoriale. A partir des années 60, la question fut réouverte par une série, générale mais désordonnée, de déclarations unilatérales d'enclosures nationales. La Convention des Nations Unies sur le Droit de la mer (1982)¹ a codifié les pratiques qui émergeaient alors progressivement, reflétant ainsi le régime actuel de l'océan. L'article 56 de la Convention prévoit la création de zones économiques exclusives (ZEE) s'étendant sur 200 milles au large de chaque Etat côtier ; il accorde à ceux-ci des droits souverains sur toutes les ressources vivantes et non vivantes, ainsi que sur toutes les opérations d'exploration et d'exploitation économiques effectuées à l'intérieur de chaque ZEE².

On pouvait supposer qu'en attribuant à une seule autorité, celles des Etats, la juridiction sur la pêche, le nouveau régime, tel qu'il est défini dans la Convention de 1982, allait simplifier l'aménagement de la pêche des stocks confinés au sein des ZEE. De fait, beaucoup espéraient que le mouvement d'enclosure allait améliorer l'aménagement des pêcheries. La réalité est plus terne : les pêcheries internationales communes ont été divisées en plus d'une centaine de pêcheries nationales, mais toujours communes. A lui seul, le changement juridique n'a pas résolu le problème que pose aux administrations nationales la "tragédie des communs" (Hardin 1968, Clark 1981) : au cours de la décennie écoulée, rares ont été les Etats côtiers qui ont révisé leurs systèmes d'aménagement (en instaurant, par exemple, des régimes de redevances, de quotas individuels transférables, ou de taxes qui permettraient de réguler l'usage des ressources), de sorte que la surcapitalisation et la surpêche puissent être effectivement contrecarrées³ (Miles sous presse).

La raison majeure pour laquelle un meilleur rendement économique ou, même, la production maximale soutenue ne peuvent être réalisés tient au fait que les industries de la pêche, les administrations nationales et le public en général considèrent toujours comme propriété commune les ressources halieutiques présentes au sein de la zone

1 Depuis la Seconde Guerre mondiale, le nombre d'Etats indépendants est passé de 72 à 168. En 1987, la Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer, signée par 138 Etats en 1982, n'avait été ratifiée que par 14 nations, soit 46 de moins que le nombre requis (Kidron and Segal 1987).

2 Les ZEE couvrent le tiers environ de l'océan, lequel s'étend sur 70 % de la surface de la terre.

3 Pour une analyse comparative des avantages et des désavantages des différentes méthodes de régulation du taux d'exploitation, (chapitre 14 et Rettig and Ginter 1978. Crutchfield 1979).

allouée à leur pays. Quel que soit, *de jure*, le statut actuel des stocks halieutiques, ou ce que les économistes néo-classiques pensent qu'il devrait être dans les pays développés à économie du marché, le corps social se comporte comme si les stocks, *de facto*, n'appartenaient à personne (*res nullius*).

On rappellera à ce sujet que la plupart des communautés de petite pêche qui opéraient à travers le monde et dominant toujours la production mondiale ne reconnaissent pas le principe de libre accès aux ressources sur lequel butent aujourd'hui les administrations nationales. Ces systèmes coutumiers d'aménagement, qui reposent sur des codes culturels tacites, reconnaissent l'existence de liens entre des individus et, plus souvent, des groupes sociaux définis (notamment les familles nucléaires ou étendues, les clans ou les villages) et les ressources marines présentes sur des territoires de pêche délimités. De tels schémas d'usufruit divergent fondamentalement de la doctrine de libre accès¹. Certains régimes coutumiers de tenure maritime comportent des droits et des obligations quasiment équivalents à des droits de propriété exclusive sur le domaine maritime et les ressources halieutiques sous-jacentes (Johannes 1981, Christy Jr 1982, Arzel 1984, McGoodwin 1984, Smith and Panayotou 1984, Ruddle and Akimichi 1984, Leviel 1987). Au cours des dernières années, beaucoup de ces systèmes d'enclaves se sont dégradés, jusqu'à parfois tomber en désuétude, sous l'effet combiné d'expansions politiques (dont les changements à l'échelle mondiale du droit de la mer ne sont que le reflet), de bouleversements de leur contexte économique (et notamment la pénétration de l'économie marchande) et celle de nouvelles techniques (chapitre 1). Lorsque leur statut n'est pas légalisé (le Japon constitue à cet égard une exception), ces systèmes se sont trouvés en situation précaire dès lors que les ressources marines qu'exploitaient les communautés de pêcheurs traditionnelles ont intéressé des gouvernements ou des industries plus puissants (chapitre 1).

2.2. Dimensions sociales

Dans les pays développés à économie de marché et, par analogie, dans ceux à économie planifiée, de nombreuses pêcheries fonctionnent selon un système dans lequel interviennent quatre composantes : les stocks halieutiques, les industries à but lucratif, les administrations chargées de l'aménagement et différentes composantes de la société (Gale and Miller 1985, Miller and Gale 1986, Miller *et al.* 1987). La pêche porte sur une grande variété de stocks de poissons, de mammifères et d'oiseaux marins, sur des

¹ Le terme de ressources communes présente une ambiguïté. Pas plus que la loi romaine, il ne distingue les ressources appartenant à tous, de celles n'appartenant à personne (chapitre 15).

plantes et d'autres populations vivantes¹. Les industries à but lucratif comprennent celles qui exploitent commercialement les ressources halieutiques, celles qui traitent et commercialisent les captures, l'industrie de la pêche des poissons d'aquarium, les services à la pêche de plaisance, les services connexes (maintenance, assurance, ...) et les industries amont de construction navale et de fabrication d'engins et d'équipements. Les administrations englobent les autorités chargées de réguler la pêche aux niveaux local, provincial, régional, national et international. L'une des caractéristiques de ces administrations est qu'elles font appel, pour l'aménagement de la pêche, à une expertise scientifique. Parmi les divers groupes sociaux concernés par la pêche, on citera les mouvements écologistes (par exemple, Greenpeace), et des groupes plus larges, mais moins structurés, comme les organisations de consommateurs et les contribuables.

Ce concept de système d'aménagement à quatre composantes peut être aisément modifié pour s'adapter aux caractéristiques des pêcheries des pays en développement. Egalement, les pêches artisanales peuvent être aisément substituées à la grande pêche. Ainsi, les structures coutumières qui reposent sur la famille, le clan ou le village, remplissent les fonctions des administrations gouvernementales. Dans les pêcheries artisanales et de subsistance des pays en développement, différents groupes sociaux (ethniques, religieux, etc.) extérieurs aux communautés de pêcheurs interviennent également dans l'aménagement².

Evidemment, ces systèmes types d'exploitation sont des abstractions. Les systèmes varient beaucoup d'un groupe de pays à un autre, que ce soit par la complexité des techniques employées, la nature des appuis fournis par les administrations, les rapports économiques, l'intégration verticale et horizontale du secteur de production, ou les schémas culturels. Dans les pays où la transformation économique, sociale et politique est rapide, les systèmes d'aménagement se caractérisent souvent par la superposition, parfois anarchique (voir, par exemple, Kassibo 1987), des modes de régulation caractéristiques des ordres rituel, hiérarchique et marchand selon lesquels les historiens et les économistes décrivent schématiquement l'évolution économique, sociale et politique des sociétés. Cette classification n'implique pas qu'un système de production, artisanal ou industriel par exemple, ou d'aménagement soit meilleur, ni

1 Les statistiques de la FAO portent sur les captures commerciales, industrielles et de subsistance (mais pas sportives). Elles sont ventilées entre, approximativement, "840 espèces", regroupées en "51 groupes d'espèces" et 9 divisions de la Classification statistique normalisée des animaux et des plantes aquatiques : poissons d'eau douce, poissons diadromes, poissons marins ; crustacés ; mollusques ; baleines, phoques et autres mammifères marins ; divers produits animaux d'origine aquatique (perles, coraux, éponges, guano et oeufs d'oiseaux aquatiques) et de végétaux marins (goémon et autres algues).

2 La classification en pays industrialisés ou en développement, à économie de marché ou centralement planifiée, n'implique pas que leurs pêcheries correspondent à un système économique et institutionnel particulier. Pour l'année 1985, les statistiques de la FAO distinguaient 43 pays ou régions développés et 177 en développement. Les statistiques sont également données pour des régions au sein de certains pays comme le Canada, le Royaume-Uni ou l'Union des Républiques socialistes soviétiques.

même que le développement de la pêche passe nécessairement par la même séquence d'étapes et, donc, que le progrès dépende d'une structure particulière de la pêche. Il existe, cependant, une différence notable entre les pays développés et en développement, notamment du fait que les premiers sont en mesure de consacrer à l'aménagement de leurs pêches des moyens administratifs et scientifiques nettement supérieurs.

2.3. Evolution sociale

Comme les écosystèmes, les systèmes d'aménagement des pêches ont leur histoire naturelle. Au départ, un stock de poissons ne fait l'objet d'aucune pêche. Une fois découvert, il commence à attirer des pêcheurs. Progressivement, d'autres exploitants puis, éventuellement, des administrateurs, des scientifiques et des groupes sociaux externes sont amenés à s'intéresser à cette pêcherie. Par la suite, l'arrivée de nouveaux pêcheurs se ralentit progressivement.

Un schéma représentant, sous la forme d'une courbe logistique, l'évolution de l'intérêt des exploitants pour un stock halieutique librement accessible est donné à la figure 16.1. Ce graphique appelle deux observations : en premier lieu, reflet de la tendance à l'industrialisation, les mêmes stocks halieutiques peuvent attirer successivement différents types d'exploitants. Dans des conditions de libre accessibilité, des pêcheurs occasionnels de subsistance seront remplacés par des pêcheurs artisans à temps plein qui pourront à leur tour devoir céder la place à une flottille industrielle. La compétition qui en résulte opposera les pêcheurs locaux aux pêcheurs voisins et aux pêcheurs étrangers, des pêcheurs à temps partiel à des pêcheurs à temps plein, ceux qui ne s'intéressent qu'à une seule espèce à ceux qui s'intéressent simultanément à plusieurs, des petits métiers aux chalutiers nationaux ou étrangers, des pêcheurs commerciaux à des pêcheurs de plaisance, etc. Les particularités ethniques, sociales et politiques de ces différents groupes d'exploitants viennent compliquer les termes de leurs rapports économiques.

En second lieu, la figure 16.1 dépeint l'évolution de l'intérêt manifesté par les pêcheurs pour un stock donné de poisson. Il est clair que les autres corps professionnels et sociaux concernés par l'aménagement de cette pêcherie manifesteront également pour la ressource un intérêt et une attitude qui évolueront, quantitativement et qualitativement, avec le taux d'exploitation. Qu'il s'agisse des pêcheurs, des administrateurs, des groupes d'intérêt, leur évolution propre suit approximativement des courbes logistiques. Ainsi, l'évolution du système d'aménagement d'une pêcherie dépendra de celles de ses quatre composantes et des interactions entre les courbes logistiques qui les représentent.

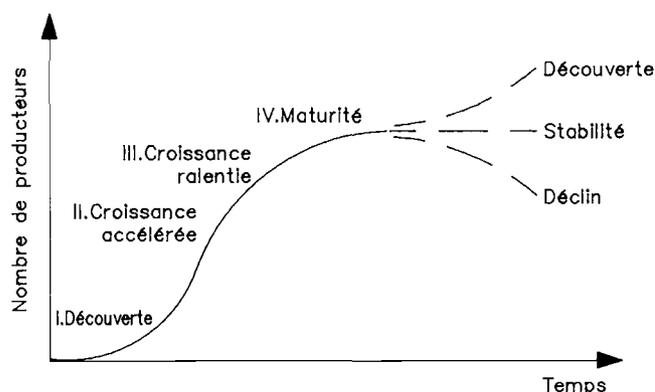


Figure 16.1 - Différentes phases de l'évolution d'une pêcherie en fonction de la participation des pêcheurs.

En se rapprochant de la limite d'expansion propre à une composante, le taux d'accroissement des captures et de l'effectif des pêcheurs, de l'attention de l'administration, ou de l'intérêt des groupes sociaux externes, décline. La limite d'expansion sera fonction des facteurs du milieu (hydrologie et productivité primaire, abondance des prédateurs et des compétiteurs autres que l'homme), du contexte économique (par exemple, rentabilité des capacités de capture, capacités d'absorption des industries de traitement, des circuits de distribution et des marchés), de facteurs sociaux (main d'oeuvre, alternatives d'emplois, conflits entre communautés de pêcheurs, etc.) comme de facteurs politiques et administratifs (efficacité des systèmes de régulation, paix sociale).

La figure 16.1 montre aussi que la participation des pêcheurs à une pêcherie passe par une série de phases. L'intérêt des pêcheurs pour un stock se manifeste d'abord lentement, puis s'accélère progressivement pour se stabiliser petit à petit. Il peut renaître à nouveau (si, par exemple, les contraintes n'étaient pas biologiques), rester au même niveau ou décliner. La première étape de l'histoire d'une pêcherie correspond donc à la *phase de découverte*, au cours de laquelle un petit nombre de pêcheurs commence à s'intéresser au stock en question. Contrairement à leurs confrères, ces premiers pêcheurs manifestent un esprit d'indépendance et d'entreprise ; ils sont prêts à prendre des risques ; ces innovateurs ont souvent connu par le passé, soit une réussite particulière, soit des échecs (Rogers 1983)¹. Ces pionniers de la première phase ont parfois été capables d'investir dans une nouvelle technique. Le contrôle social

¹ Une présentation intéressante de l'histoire des pêcheurs qui ont découvert le stock de crabe du Kamchatka, dans la mer de Béring, est donnée par Blackford (1979).

d'une pêcherie en émergence est rarement de nature administrative (mis à part des aides éventuelles) ; il repose surtout sur des codes culturels propres au groupe.

Dans une deuxième étape, l'exploitation de la ressource passe par une première phase d'expansion. Pendant cette *phase d'accélération de la croissance*, les exploitants sont de plus en plus nombreux à répondre aux possibilités ouvertes par la nouvelle pêcherie. Dans certains cas, des pêcheurs occasionnels de subsistance se transformeront, au début de cette phase, en petits pêcheurs artisans : plus tard, ces artisans pourront être remplacés par des entreprises capitalistes, lorsque des armements ou des gouvernements s'aperçoivent du profit potentiel offert par les ressources en question.

Dans une troisième étape, l'exploitation entre dans une *phase de ralentissement de croissance*, quand l'intérêt des pêcheurs pour la pêcherie commence à décliner et, ce, de façon accélérée. Ce déclin peut être dû à une trop forte exploitation des stocks, à une élévation des coûts (énergie), ou à certaines contraintes du marché.

Dans une quatrième étape, la pêcherie atteint un *stade de maturité* : la saturation de la pêcherie par les pêcheurs en place décourage l'arrivée de nouveaux exploitants. L'idéal serait que la phase de maturité corresponde à l'objectif d'aménagement choisi : production protéique, création de richesse, emploi, etc. Malheureusement, les insuffisances en matière de droits d'accès font que le développement d'une pêcherie ne s'arrête pas là (chapitres 13, 14 et 15).

La figure 16.1 montre aussi que, dans des conditions de libre accessibilité, l'évolution future de l'exploitation d'une pêcherie est marquée par une grande incertitude. On pourrait penser que la pêcherie se stabilise lorsqu'elle atteint le maximum d'emploi. C'est rarement le cas : au niveau de l'équilibre biologique (fig. 18.1), la pêcherie comprend le plus souvent un excès de main d'oeuvre par rapport aux objectifs d'optimisation économique et sociale, compte tenu des opportunités locales d'emploi (chapitre 18). La venue de pêcheurs excédentaires par rapport aux critères économiques et sociaux couramment admis s'explique par les conditions de liberté d'accès. Ceci n'empêche pas l'emploi de décliner progressivement en valeur absolue au sein de chaque pêcherie par suite de l'effet combiné de la surpêche biologique et des gains d'efficacité technique. Le passage progressif, partiel ou total, d'une pêche commerciale à une pêche de plaisance est une autre cause de l'arrivée de nouveaux pêcheurs dans une pêcherie déjà saturée.

2.4. Effet de l'aménagement

Quand un stock de poisson est exploité sous un régime de propriété commune, et que le système d'aménagement n'est pas en mesure de limiter l'accès à son exploitation, la participation à la pêche suit la trajectoire représentée sur la figure 16.1. C'est, jusqu'à présent, la situation la plus fréquente.

Toute politique d'aménagement vise à réduire l'incertitude et à promouvoir la viabilité du secteur de production. Dans le domaine des pêches, un tel objectif implique l'adoption de régulations destinées à modeler la courbe de la figure 16.1 et celle de la production qui lui correspond. La tâche des halieutes est de prévenir les administrations des changements importants susceptibles de survenir sur les plans social, économique ou biologique, soit du fait de la dynamique propre de la pêche, soit du fait d'événements conjoncturels importants (variations du recrutement, des coûts ou des cours, modification du régime juridique, ...). Aussi, les experts s'attachent-ils à prévoir, à partir d'analyses des situations antérieures, les points d'inflexion dans l'évolution des courbes de production - en poids et en valeur, d'emploi et d'investissement. L'idéal serait que les administrations soient en mesure de contrôler l'emploi et l'investissement. Elles pourraient ainsi atteindre les objectifs d'aménagement fixés et assurer la continuité souhaitable dans l'évolution des composantes de la pêche. Malheureusement, sous le régime actuel, des perturbations mineures causées par les régulations sont préférées à un changement radical du régime d'aménagement. En outre, il n'est pas du ressort de la science de fixer les priorités en matière d'emploi ou de qualifications des pêcheurs participant à une pêche, pas plus qu'en matière de niveau et de nature de la production.

En fait, sous le régime actuel, les administrations des pêches sont souvent confrontées à choisir entre le mauvais et le pire. Elles ne peuvent pas, comme d'autres administrations, s'appuyer sur un régime de propriété agissant comme un mécanisme invisible autonome d'allocation et de régulation. Historiquement, lorsqu'ils en ont eu l'occasion (notamment pendant la phase d'expansion des pêcheries), les administrations ont souvent encouragé l'accroissement des capacités de capture. Lorsque l'expansion accélérée du nombre de pêcheurs se traduit par une surcapitalisation, une baisse de production, voire l'affaissement du stock, les administrations se révèlent impuissantes à bloquer et à renverser ce processus (chapitre 1). L'ironie de l'aménagement des pêches sous un régime de liberté d'accès est que les administrations sont à la fois facteur et témoin de l'apparition de problèmes sociaux que l'aménagement n'est pas à même de résoudre.

2.5. Influence des groupes d'intérêt

Différents groupes d'intérêt sont susceptibles d'intervenir dans le processus d'aménagement de la pêche et d'interférer sur le comportement des administrations et, indirectement, sur celui des pêcheurs. Historiquement, les consommateurs se sont peu intéressés aux politiques de pêche : leur position ne se manifeste en général que de façon indirecte, par l'intermédiaire de représentants politiques intervenant dans l'aménagement. Il en est de même des contribuables. Pourtant, des mouvements structurés représentant certaines sensibilités ou intérêts ont eu un impact significatif sur l'orientation de l'aménagement des pêcheries. Les réorientations apportées, au cours de la deuxième moitié des années 60, à la politique d'exploitation et de conservation des baleines et autres mammifères marins, consécutivement à l'apparition et aux actions du mouvement écologiste, illustrent la capacité de tels mouvements d'influencer les politiques des pêches (Aron 1988).

L'intérêt de l'opinion publique pour les politiques halieutiques semble motivé davantage par des divergences de nature philosophique ou politique sur les conséquences de tel ou tel objectif d'aménagement, que par des divergences d'opinion sur les méthodes et leur efficacité économique et sociale relative. La voix de cette opinion et son poids sur l'aménagement ne peuvent que croître dans les années à venir. Les processus sociologiques qui oeuvrent en ce sens dans les pays à économie de marché se manifestent notamment dans :

- les conflits qui, en zones littorales, opposent aux autres usages - en particulier pour les conséquences des pollutions qu'ils génèrent - d'une part les pêches et cultures marines, d'autre part les activités de loisir ;
- l'essor de la pêche de plaisance dans plusieurs pays ;
- la capacité des mouvements de consommateurs à exiger que l'aménagement leur garantisse un approvisionnement régulier, au prix le plus bas, en produits de la mer sains ;
- l'action continue du mouvement écologique.

3. Les administrations responsables de l'aménagement

On peut attendre de l'intervention des administrations dans la fonction et les systèmes d'aménagement qu'elles assurent la régulation biologique, économique et sociale des pêcheries. Si les nouvelles pêcheries sont découvertes et développées à l'instigation des pêcheurs, leur prospérité ultérieure dépend des actions prises par les administrations pour leur aménagement (comme de leurs insuffisances).

Aujourd'hui, le développement et la conservation sont les thèmes dominants des politiques menées par les administrations chargées de l'aménagement. Cela n'a pas toujours été le cas. Autrefois, le rôle des administrations nationales dans ce domaine était plutôt passif¹.

Au XII^{ème} siècle, les pêcheries de hareng de la Baltique contribuèrent beaucoup à l'essor de la Ligue Hanséatique. Entre le XV^{ème} et le XIX^{ème} siècles, le hareng de la mer du Nord contribua également à l'expansion de l'industrie de la pêche et du transport maritimes aux Pays-Bas. Bien que des nations européennes - notamment, le Royaume-Uni et les Pays-Bas au milieu du XVII^{ème} siècle - n'aient pas hésité à déclencher des guerres pour des ressources halieutiques, ce n'est qu'au cours de la deuxième moitié du XVIII^{ème} siècle que les gouvernements ont commencé à considérer des motifs autres que mercantilistes dans leur intervention sur les systèmes d'aménagement.

Au cours de la deuxième moitié du XVIII^{ème} siècle, deux phénomènes ont contribué à accroître le rôle des administrations nationales dans l'aménagement des pêches. D'abord, les Etats riverains sont devenus sensibles à la notion de souveraineté sur la mer territoriale. C'est aussi la période où les industries de la pêche, durement éprouvées sur le plan économique (notamment, en Angleterre, en France et aux Etats-Unis), ont commencé à recevoir des aides gouvernementales (Meuriot 1985). Le premier phénomène conduisit les Etats riverains à considérer les stocks halieutiques, présents à l'intérieur de leurs eaux adjacentes, comme des ressources nationales. Le mauvais état économique de leurs pêcheries ont rendues les administrations nationales sensibles aux implications sociales de l'aménagement.

Aujourd'hui, les administrations des pêches maritimes se distinguent de leurs prédécesseurs par le fait qu'elles s'appuient sur la recherche pour élaborer des mesures

¹ Royce (sous presse) note que, déjà 5 000 ans avant notre ère, les pêcheurs sumériens travaillaient pour la construction de temples et payaient un impôt en poisson.

politiques sur la pêche¹. La science halieutique est née, au cours du dernier quart du XIX^{ème} siècle (chapitre 2), de l'interaction entre l'océanographie biologique, la biologie marine et les statistiques. La multiplication des stations de biologie marine au Royaume-Uni et, plus tard, en Scandinavie, sensibilisa les administrations nationales à l'intérêt qu'il pouvait y avoir à financer des recherches sur les pêches².

Jusqu'à la fin du XIX^{ème} siècle, les ressources halieutiques étaient considérées comme inépuisables par la pêche hauturière³ ; par contre, les pêcheurs littoraux étaient déjà souvent conscients du caractère limité des ressources halieutiques (chapitre 21). En 1899, le gouvernement suédois convoqua une réunion internationale d'océanographes dans le but de définir une structure capable de faciliter la coopération internationale dans le domaine de la recherche halieutique en mer du Nord. C'est au cours d'un second congrès tenu à Kristiania (Oslo), en 1901, que la science halieutique et l'océanographie furent associées dans la création du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM)⁴. Le CIEM a beaucoup fait pour intéresser la communauté scientifique et les gouvernements aux problèmes posés par les pêcheries internationales et la conservation des ressources. Cependant, l'organisation ne fut jamais chargée de réguler elle-même les pêcheries.

Pendant la première moitié du XX^{ème} siècle, des progrès considérables furent réalisés dans la formulation des concepts à la base de la science halieutique (chapitre 21). Au cours des années 30, J. Hjort, M. Graham, E.S. Bell, W.F. Thompson et H. Bell concurent la théorie de la pêche, reprenant les expressions mathématiques élaborées par F.I. Baranov vingt ans plus tôt (Royce sous presse). Les conséquences économiques de la surpêche générale pendant cette période au sein des pêcheries hauturières furent à l'origine de l'organisation, de chaque côté de l'Atlantique, d'une série de conférences et de la signature de conventions bilatérales et multilatérales. Toutes visaient à promouvoir une gestion des ressources basée sur le bon sens et à sensibiliser les administrations des pays membres à l'intérêt d'une application de la théorie de la pêche, inspirée de la dynamique des populations.

1 Selon l'organisation publique nationale, les différentes fonctions de l'élaboration, de la mise en oeuvre et de l'application d'une politique d'aménagement sont réparties entre diverses administrations et agences nationales. Ce chapitre traite exclusivement de l'aménagement des pêches à l'intérieur des zones économiques exclusives de chaque pays. Les aspects relatifs aux dimensions internationales de l'aménagement et au rôle des commissions régionales seront traités au chapitre 20.

2 Le Bureau des Pêcheries de l'Ecosse (fondé en 1809) fut probablement la première agence à reconnaître l'intérêt potentiel de la science pour le développement de la pêche lorsque, en 1882, une importante mission de recherche lui fut confiée (Graham 1956 : 1).

3 Graham (1948 : 21, 1956 : 2) cite Frank Buckland, en 1870, et C.G.J. Peterson, en 1894, comme étant les premiers chercheurs à avoir formulé le concept de surpêche.

4 Les premiers membres du CIEM furent l'Allemagne, le Danemark, la Finlande, la Norvège, les Pays-Bas, le Royaume-Uni, la Russie et la Suède. La Belgique (1903), les Etats-Unis (1912), la France (1912), le Portugal (1922), la Pologne (1923), l'Espagne (1924) et l'Irlande (1925) y adhérèrent plus tard.

L'intérêt pour la science halieutique apparut à une époque marquée par un changement profond dans l'attitude du public à l'égard des ressources naturelles. Aux Etats-Unis, par exemple, on commençait, à la fin du XIX^{ème} siècle, à incriminer les dommages causés par les activités humaines à la faune et la flore, sur la terre et les eaux, et les tendances à la surexploitation d'une économie de laisser-faire¹. Entre les années 1871 et 1916, deux éthiques de conservation des ressources naturelles virent le jour. La première, dite de *conservation extractive*, est associée au nom du forestier, Gifford Pinchot : elle repose sur le concept de "sage utilisation" de la ressource par la réglementation des activités d'extraction dans une optique d'optimisation à long terme de la production. La seconde, dite *conservation esthétique*, est due à l'écologiste John Muir : elle préconise la réglementation des pratiques extractives, comme non extractives et vise à préserver les valeurs esthétiques et récréatives des ressources naturelles (Miller *et al.* 1987 : 3-11).

La première moitié du siècle fut ainsi marquée par une meilleure compréhension des processus biologiques et l'émergence d'une théorie de la conservation des ressources naturelles. Cependant, les politiques et les mesures d'aménagement ne s'appuyaient pas encore sur la science halieutique.

Après la Seconde Guerre mondiale, la science halieutique et les concepts de conservation commencèrent à jouer un rôle plus important dans l'aménagement des pêcheries. Dans le domaine théorique, les progrès majeurs de la science halieutique appurent avec les ouvrages de M. Graham, W.E. Ricker, R.J.H. Beverton et S.J. Holt, et M. Schaefer. Sur le plan politique, des Etats côtiers, à commencer par le Pérou en 1947, proposèrent l'instauration d'une souveraineté ou d'une juridiction sur les ressources halieutiques présentes dans les mers adjacentes. De nombreux accords de conservation furent signés après la guerre 1939-1945, notamment la Convention Internationale pour les Pêcheries de l'Atlantique nord-ouest (1949), la Convention Interaméricaine du Thon tropical (1950) et la Convention Internationale des Pêcheries du Pacifique nord (1953).

En 1948, l'Organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture des Nations Unies (FAO) commença à recueillir systématiquement des statistiques sur la pêche mondiale. Sept ans plus tard, la FAO convoqua une Conférence technique internationale sur la Conservation des ressources vivantes de la mer. Cette conférence marqua le début d'une série d'initiatives, d'où naquirent les comités chargés du développement et de l'aménagement des pêches dans la ceinture tropicale et une série de conventions

¹ Très tôt (en 1864), un appel fut lancé aux opinions publiques du monde entier par George Perkins Marsh, dans *Man and Nature*, en faveur d'une conservation de l'environnement.

émanant des trois Conférences des Nations Unies sur le Droit de la mer tenues entre 1958 et 1982¹.

4. Les administrations des pêches aujourd'hui

L'adoption, au niveau mondial, des zones économiques exclusives a des répercussions profondes sur les responsabilités des Etats. Le nouveau régime de l'Océan fournit aux administrations nationales l'occasion et la motivation dont elles n'avaient jamais disposé jusqu'alors pour agir sur l'état des stocks et des pêcheries, et la création de richesses pour leurs nationaux. Confrontés à ce défi, les Etats riverains ont réagi de diverses façons, comme le montre la variété des démarches adoptées par les administrations nationales dans la conception des systèmes d'aménagement. Les approches suivies par ces administrations se distinguent par leurs philosophies et les procédures qu'elles privilégient pour améliorer l'aménagement.

4.1. Philosophies

Les différences de conception de l'aménagement des pêches reflètent les écarts qui séparent les mandats juridiques des administrations nationales, ainsi que des différences dans la formation professionnelle des agents. Pour ce qui est du rôle tenu par l'administration, il ressort clairement de la comparaison des législations et des politiques nationales en matière de pêches que les objectifs, quand ils existent, sont généralement insuffisamment ciblés, en partie contradictoires, et mal hiérarchisés, quand ils ne s'écartent pas des décisions prises sur les politiques à mener (Brewer 1983, Burke 1983).

Dans ces conditions, le type de formation reçue et l'origine des administrateurs sont déterminants dans le processus d'élaboration et d'application des politiques de

¹ La FAO a fourni de précieux services en organisant plusieurs conférences internationales sur la pêche. En 1973, le *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* (30, 12, part 2) publia le volumineux compte rendu de la Conférence technique de la FAO sur l'aménagement et le développement des pêches, qui eut lieu à Vancouver cette même année. Parmi d'autres documents publiés par la FAO sur le même thème, il faut citer la publication, en 1984, du *Rapport de la Conférence Mondiale sur l'Aménagement et le Développement des pêcheries* et, en 1985, le *Rapport de la Consultation FAO d'Experts sur l'Acquisition de l'Information socio-économique sur les Pêches* (FAO Tech. Fish Rep., 344).

pêche. Sauf dans les pêcheries de subsistance et récréatives ainsi que dans les pêcheries traditionnelles artisanales, rares sont celles où les pêcheurs ont une responsabilité explicite et interviennent directement dans le processus d'aménagement¹. En général, les administrateurs sont recrutés au sein des corps de fonctionnaires nationaux ; ils peuvent également avoir eu une carrière préalable dans la diplomatie, ou avoir exercé des responsabilités politiques ; parfois, ils ont eu une formation initiale de biologiste des pêches.

Malheureusement, aucune de ces formations ou expériences préalables n'est seule suffisante pour mener à bien une politique de pêche. Les gestionnaires de formation administrative peuvent n'avoir reçu qu'une formation légère sur les concepts de la science halieutique et leur évolution avec les étapes du développement de la pêche (comme, par exemple, l'extension de la science halieutique aux sciences sociales). Les administrateurs de formation scientifique ou technique peuvent être insuffisamment familiers des contraintes politiques, financières ou opérationnelles qui pèsent sur l'aménagement. Aussi, les programmes des écoles de formation demanderaient à être réévalués pour mieux correspondre aux futurs besoins des administrateurs (Royce 1984).

4.2. Processus

L'impact social de l'aménagement des pêches, jugé en fonction de l'opportunité des décisions, de maintien de la paix sociale et de la réalisation des objectifs économiques et de bien-être social, dépend parfois directement du processus d'élaboration et de mise en oeuvre des politiques de pêche. Lorsque le processus de décision est entâché d'incertitude, la légitimité de l'autorité chargée de l'aménagement pourra être mise en question par les administrés. Malheureusement, comme les administrations fournissent peu d'informations sur la manière dont elles prennent leurs décisions, les processus d'élaboration des politiques de pêche sont mal documentés.

Le processus d'élaboration par une administration d'une politique des pêches peut correspondre au processus politique suivi par le gouvernement en place. Dans ce cas, l'aménagement des pêches pourra se réduire à un simple exercice politique.

Alternativement, le processus d'élaboration de la politique peut reposer explicitement sur une méthode analytique. Le processus vise alors à résoudre les problèmes par l'analyse quantitative des dimensions biologiques, économiques et

¹ Aux Etats-Unis, les Conseils régionaux d'aménagement des pêches comptent des pêcheurs parmi leurs membres. Les coopératives de pêcheurs au Japon ont aussi un important pouvoir de gestion.

sociales des pêcheries dont on souhaite améliorer l'état. Lorsque l'aménagement prévoit des procédures participatives, les pêcheurs et toute autre entité extérieure concernée ont la possibilité d'intervenir dans le processus d'élaboration des politiques et de modifier les décisions. Une collaboration de cette nature entre administrateurs, administrés et analystes est souhaitable, quels que soient les pêcheries et les systèmes selon lesquels elles sont aménagées (ACMRR 1980, Emmerson 1980, Panayotou 1982, Troadec 1982).

4.3. Deux conceptions de l'aménagement

Les administrations des pêches sont des entités assez particulières. En tant qu'administrations gouvernementales, elles mériteraient d'être analysées par des chercheurs en science politique, et même par des épistémologistes. Pourtant, elle font rarement l'objet de tels examens. Elles inspirent surtout des commentaires occasionnels, voire des critiques de la part des halieutes et de sociologues (chapitres 1 et 21).

Si l'aménagement est tributaire des résultats de la recherche, il l'est aussi des contextes politiques et culturels au sein desquels il s'effectue. Ses résultats reflètent ainsi un ensemble de philosophies et les processus d'élaboration des politiques - dans l'hypothèse où, ces politiques sont explicitement exprimées. Dans un article récent, P.A. Larkin (sous presse) fait remarquer qu'un martien arrivant sur la Terre découvrirait qu'il existe, selon les pays, des stratégies "ichtyocentriques" et "anthropocentriques" de l'aménagement des pêches. La démarche "ichtyocentrique", que suit par exemple l'administration canadienne, s'attache à préserver la viabilité à long terme des ressources halieutiques ; de ce fait, l'administration est très réceptive à "toutes les mises en garde alarmistes que les biologistes sont susceptibles de tirer de leurs spéculations". En revanche, les administrations "anthropocentriques", illustrées par l'administration japonaise, s'intéressent d'abord à l'amélioration sociale et économique des pêches nationales "avec la conviction que les stocks seront capables de prendre soin d'eux-mêmes, d'une manière ou d'une autre"¹.

¹ Les ressources halieutiques sont considérées au Canada comme des propriétés communes. Au Japon, les associations coopératives de pêcheurs locaux (organisées en fédérations disposant de départements actifs s'occupant de politiques de pêche) bénéficient de plusieurs types de droits de pêche que l'on peut assimiler à des droits de propriété (Ruddle 1987, Royce 1987 : 121-122). Les problèmes économiques inhérents au régime de propriété commune sont alors largement réduits. Une autre discussion de l'aménagement des pêches au Canada est donnée par Copes (1982).

Pas plus qu'elle ne peut servir à déterminer le meilleur système de valeurs culturelles, la confrontation de ces deux attitudes ne permet à elle seule de choisir la meilleure philosophie. Les débats sur les risques relatifs pour les ressources halieutiques ou les communautés de pêcheurs sont voués à devenir métaphysiques, tant que les hypothèses de l'administration sur l'amélioration du système biologique, du système économique et du système social des pêcheries ne sont pas objectivement analysées et testées empiriquement. L'halieute ne peut guère faire plus que d'insister sur ce point. *"Si la science a pour tâche de conseiller et non de diriger, elle doit aussi écouter."* Marcel Hérubel 1912.

Il est clair que le mouvement d'enclosure de l'Océan mondial qui s'est généralisé au cours de la dernière décennie n'a pas suffi, à lui seul, à susciter le même mouvement général de formulation de politiques nationales fondées sur l'analyse des secteurs des pêches. Au contraire, l'examen des systèmes nationaux d'aménagement des pêches dans les zones économiques exclusives révèle une étonnante diversité d'objectifs et une insuffisance générale de résultats (ACMRR 1983, OCDE 1984, Cleveland 1985, IPFC 1987, Royce 1987, Miles sous presse). Un peu partout, les halieutes sont déçus de constater qu'une partie essentielle des progrès conceptuels et méthodologiques de leur savoir reste inutilisée : l'aménagement des pêches ne se réduit pas à l'accumulation des connaissances scientifiques sur ses composantes (chapitres 13 et 21). Comme l'observent Troadec et Maucorps (1984 : 142), la structure sociologique du système est telle que "des trois dimensions majeures de l'aménagement, la dimension politique paraît dominer l'économique, et celle-ci la biologique".

Deux distinctions s'imposent si l'on veut évaluer les performances des administrations en matière d'aménagement. La première porte sur le rôle respectif des fonctions : celle de conseiller scientifique doit être distingué de celle d'administrateur. On a déjà noté que les administrateurs n'ont pas nécessairement la formation technique ou scientifique appropriée ; l'inverse est encore plus vrai. Surtout, les scientifiques et les administrateurs n'ont pas les mêmes responsabilités. Les premiers ont à répondre à la question "de quoi s'agit-il ?". Avant d'agir, les seconds ont à peser et à intégrer un ensemble varié d'informations et de points de vue : résultats des analyses scientifiques, opinions exprimées par les différentes familles professionnelles en concurrence, considérations ou pressions politiques, position de groupes d'intérêt plus vastes, jugements propres au moment de prendre les décisions définitives (chapitre 21). Puisque les administrateurs ont besoin d'un appui extérieur pour remplir leurs tâches, on pourrait songer à leur donner une formation théorique complémentaire en gestion économique et des affaires : ils pourraient aussi s'attacher à recueillir l'avis d'analystes politiques. De leur côté, les halieutes n'ont pas vocation à synthétiser, ni à hiérarchiser les résultats d'analyses pluridisciplinaires, c'est-à-dire à juger sur des critères extra-scientifiques de la pertinence de telle ou telle politique de pêche. Les chercheurs doivent s'attacher à distinguer recherche et aménagement (Marasco and Miller sous presse), et à exercer leur talent et leur enthousiasme sur des programmes scientifiques

novateurs, à l'élaboration de nouvelles méthodes et de nouveaux modèles compatibles avec un ensemble de choix politiques.

La seconde distinction qui s'impose concerne deux domaines souvent confondus - celui de la science sociale et celui de la planification sociale. Comme la biologie halieutique ou l'océanographie, les sciences sociales ne peuvent, par leur nature même, adopter une démarche normative. Les sociologues, comme les biologistes ou les économistes des pêches, ont recours à la méthode scientifique pour comprendre les processus qu'ils observent dans les systèmes d'aménagement (Wooster and Miller sous presse). La planification sociale est un autre terme, parfois utilisé pour désigner l'administration sociale qui, dans cette discussion, est un élément de l'administration des pêches. Les chercheurs en sociologie ne sont pas compétents en matière de planification sociale, pas plus que les biologistes des pêches n'ont fonction à exercer les responsabilités des administrateurs des pêches.

Ces clarifications faites, il y a lieu d'évoquer ici brièvement la contribution des sciences sociales à l'aménagement de la pêche. Un premier apport de la sociologie concernera l'inventaire et l'analyse des dimensions sociales des différents systèmes d'aménagement. Etant donné la grande diversité des contextes culturels des sociétés humaines, ce travail n'est pas simple. On donnera comme exemples de ces investigations, les études ethnographiques sur les étapes du développement des pêcheries, l'analyse des systèmes coutumiers de tenure maritime ou des coopératives de pêcheurs (Pollnac 1977, Pollnac and Littlefield 1983, Bailey *et al.* 1987).

En second lieu, les sociologues peuvent contribuer au progrès de l'aménagement en analysant les avantages et les inconvénients de différentes structures et mécanismes susceptibles d'accroître la participation effective des pêcheurs à cette fonction. Dans ce but, sociologues, ethnologues et économistes devraient s'intéresser à des questions importantes à cet égard, comme celles-ci :

- pourquoi, dans les systèmes d'aménagement adoptés par beaucoup de pays occidentaux, le rôle des pêcheurs dans l'élaboration des plans nationaux d'aménagement est-il souvent modeste ?

- comment organiser cette collaboration pour une contribution effective des pêcheurs à la collecte des données, puis à l'élaboration, la mise en oeuvre et l'application des schémas de régulation¹ ?

¹ Par exemple, au sein de la Communauté Economique Européenne, l'interaction directe entre les quatre composantes du système d'aménagement (profession, administration, recherche, mouvements publics externes) est compliquée du fait de la séparation géographique des fonctions de formulation des avis scientifiques (CIEM), d'administration (CEE, administrations nationales) et d'application locale, ainsi que par l'organisation centralisée de l'aménagement (Troadecc comm. pers.).

- quel rapport y a-t-il entre le degré de participation des pêcheurs à l'aménagement et les dispositions juridiques relatives aux privilèges d'usage des ressources marines et à la régulation de l'accès ?

- enfin, dans quelle mesure peut-on escompter, en réduisant la taille d'unités d'exploitation exclusive et en impliquant leurs membres dans l'aménagement, faciliter l'ajustement de l'effort de pêche au sein de chaque pêcherie unitaire (chapitre 18), promouvoir l'internalisation des externalités - notamment l'effet de la baisse des rendements sur l'augmentation des coûts d'exploitation - résultant de la compétition pour des ressources librement accessibles et obtenir ainsi une application plus effective et moins coûteuse des réglementations ?

Dans les pays en développement, les tensions économiques et sociales seraient réduites si les administrations pouvaient s'appuyer sur les systèmes d'aménagement coutumiers (chapitre 18). Cela passe par la légalisation de droits d'usage des ressources et des espaces maritimes.

Le transfert d'innovations techniques, scientifiques et institutionnelles s'opère selon des processus encore mal perçus et entraîne toujours des répercussions imprévues. En étudiant les modes de transfert de l'information au sein d'une société, les sociologues peuvent contribuer à améliorer les méthodes destinées à faire connaître le contenu de nouvelles politiques de pêche et apprécier leur intérêt.

En second lieu, les sciences sociales pourraient évaluer l'impact social des politiques. Des travaux de ce genre ont été suscités par la législation américaine qui prévoit l'évaluation des effets, sur des communautés données, de différentes politiques de pêche (Miller *et al.* 1987). Pour ce faire, le sociologue doit être bien informé des besoins de l'administration, qu'il s'agisse des décisions politiques envisagées ou de la forme sous laquelle les résultats peuvent être le mieux présentés (rapports techniques, témoignages oraux, entre autres). L'évaluation de l'impact social est surtout efficace lorsque sociologues et administrateurs collaborent aux étapes successives de l'investigation scientifique : conception du programme, collecte des données, analyse et communication des résultats.

Une troisième application des sciences sociales concerne l'utilisation d'un corps de théories et de concepts pour une meilleure mise en oeuvre des politiques de pêche. Les processus de prise de conscience et de décision, comme l'affectivité, sont si complexes chez l'homme (il n'y a qu'à voir le nombre de disciplines en sciences sociales requises pour comprendre le genre humain) qu'aucun schéma conceptuel ne suffit à lui seul à résoudre toutes les questions que pose la mise en oeuvre d'une politique.

Ceci dit, il est un domaine où les sciences sociales sont susceptibles de jouer un rôle dans les futurs travaux sur l'aménagement des pêches. A des degrés différents, tous les pays exportent des idées, philosophiques, politiques, religieuses, ..., tout comme des biens d'équipement et d'autres produits matériels. De même, la dissémination et la mise en oeuvre d'une nouvelle politique de pêches posent aux administrations nationales des problèmes de stratégie de marché et de diffusion transculturelle des idées : dans chaque cas, le promoteur s'efforce de persuader une population cible d'adopter une nouveauté¹. L'expérience tirée de l'exécution de projets montre que la réaction d'un groupe culturel envers une politique, une idée ou un produit, nouveaux pour lui, est prévisible. En effet, *les gens manifestent à l'égard d'un produit nouveau quel qu'il soit, le même comportement qu'ils affichent vis-à-vis d'un produit déjà familier qu'ils considèrent comme analogue au nouveau produit*. Dans la mise en oeuvre d'une politique de pêche, les nouveaux produits se présentent sous la forme de concepts (par exemple, une nouvelle méthode de régulation), aussi bien que d'équipements (par exemple une amélioration technique)². La loi d'analogie de jugement précédemment énoncée s'applique au comportement que manifesterà une communauté de pêcheurs en réponse à des stimuli divers relatifs à l'aménagement, qu'il s'agisse par exemple de projets de coopérative (Poggie 1980, Pollnac 1981), de régulation de l'accès, ou de systèmes de contingentement individuel des captures³.

En conclusion, il est évident que, dans le nouveau contexte de pleine exploitation des ressources qui justifie la recherche d'une optimisation de l'exploitation, les administrations nationales seront, de plus en plus appelées, à prendre des décisions sur le partage des ressources, tant entre les principaux segments de la pêche nationale

1 Après la Seconde Guerre mondiale, les Etats-Unis se sont efforcés de montrer à différents pays en développement l'intérêt de technologies nouvelles (ainsi que de leur système politique). Les raisons sociologiques et culturelles de l'échec de plusieurs projets sont bien exposés dans les premiers travaux d'ethnographie appliquée (par exemple Spicer 1952, Goodenough 1963, Arensberg and Niehoff 1964).

2 Un modèle de diffusion d'un nouveau produit, applicable à la mise en oeuvre de politiques de pêche novatrices, est donnée par Pollnac (1978). Pour la théorie et les applications du concept de "similarité de jugement", dans des domaines autres que la pêche, voir Shepard *et al.* 1972 et Mauser 1983.

3 En 1983, l'administration américaine des pêches prépara, en collaboration avec un secteur de la pêche de la flétan du Pacifique nord-est, un plan de limitation de l'accès et de contingentement individuel des captures. Le projet, qui ne vit jamais le jour, rencontra d'énormes objections idéologiques et morales de la part d'autres secteurs de la même pêche. L'opposition tenait essentiellement aux façons différentes dont le projet avait été compris par les différents groupes. Echaudés par une telle expérience de mauvaise communication, les sociologues chargés aux Etats-Unis par les Conseils d'aménagement des pêches des Caraïbes et de l'Atlantique-sud d'élaborer des solutions alternatives à la limitation de l'accès à la pêche de la langouste de la Floride ont pris la précaution de prendre sur place l'avis des personnes concernées sur ce qu'elles pensaient du concept de limitation de l'entrée, avant de discuter du plan proprement dit et de son contexte (M.K. Orbach comm. pers.). Déterminer ce à quoi les pêcheurs sont susceptibles de se référer comme analogues à un plan de limitation de l'accès et à quelles formes d'action se rapporte selon eux le concept de régulation sont des questions types d'une enquête de "similarité de jugement".

qu'au sein des différentes pêcheries. Par ailleurs, l'importance grandissante de la pêche de plaisance en mer¹, dans les pays développés est un facteur social destiné à prendre une signification croissante pour la science et l'administration des pêches nationales. Les systèmes d'aménagement devront, de ce fait, tenir dorénavant compte de la montée des effectifs de pêcheurs amateurs et du poids croissant des industries connexes et, peut être, d'une influence grandissante des associations de défense de la nature et de l'environnement. Cette évolution implique l'ouverture de la gamme des objectifs et des critères d'évaluation de la pertinence des schémas d'aménagement. Administrateurs et conseillers scientifiques seront ainsi amenés à se pencher sur la valeur éthique d'une exploitation à fins multiples et contradictoires, laquelle joue déjà un rôle majeur dans l'aménagement d'autres ressources naturelles pleinement exploitées.

REFERENCES

- Acheson, J.M., 1981 - 'Anthropology of Fishing'. *Annual Reviews of Anthropology*, 10: 275-316.
- ACMRR, 1980 - Report of the ACMRR Working Party on the Scientific Basis of Determining Management Measures. *FAO Fish. Rep.*, 236.
- , 1983 - Report of the Working Party on the Principles for Fisheries Management in the New Regime. *FAO Fish. Rep.*, 299.
- Anderson, L.G., 1982 - 'Marine Fisheries'. In P.R. Portney (ed.), - Current Issues in Natural Resource Policy, Washington : Resources for the Future : 149-178.
- Anderson, R. and C. Wadel (eds.), 1972 - 'North Atlantic Fishermen'. Toronto, University of Toronto Press.
- Arensberg, C.M. and A.H. Niehoff, 1964 - 'Introducing Social Change'. Chicago, Aldine Publishing Compagny.
- Aron, W., 1988 - 'The Commons Revisited - Some Thoughts on Marine Mammals'. *Coast. Managem.* (formerly *Coastal Zone Management Journal*), 16: 2.
- Arzel, P. (réd.), 1984 - 'Etude de l'aménagement traditionnel de l'exploitation des algues dans le Léon'. *FAO Doc. Pêches*, 249: 62.
- Bailey, C., Dwiponggo and F. Marahudin, 1987 - 'Indonesian Marine Capture Fisheries'. Manila, ICLARM.
- Blackford, M.G., 1979 - 'Pioneering a Modern Small Business : Wakefield Seafoods and the Alaskan Frontier'. Greenwich, CT : JAI Press, Inc.

¹ On ne procède malheureusement pas au recueil systématique des statistiques mondiales sur la part des pêcheurs sportifs dans les captures. Pour un aperçu de l'importance sociale de la pêche sportive, de l'allocation des ressources halieutiques entre usages commercial et sportif, et de la place tenue par les pêches sportives dans un certain nombre de pays, voir Clepper 1976, Grover 1980 et Reintjes 1983.

- Brandt, A. (von), 1972 - 'Revised and Enlarged Fish Catching Methods of the World. London, Fishing News Books Ltd.
- Brewer, G.D., 1983 - 'The Management of World Fisheries'. In B.J. Rothschild, (ed.) - 'Global Fisheries - Perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New York : 195-210.
- Burke, W.T., 1983 - 'Extended Jurisdiction and the New Law of the Sea'. In B.J. Rothschild, (ed.) - 'Global Fisheries - Perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New York : 7-50.
- Casteel, R.W. and G.I. Quimby, eds., 1975 - 'Maritime Adaptations of the Pacific'. Paris, Mouton Publishers.
- Christy, F.T., Jr, 1982 - 'Territorial Use of Rights in Marine Fisheries'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 227.
- Clark, C.W., 1981 - 'Bioeconomics of the Ocean'. *BioScience*, 31, 3: 231-237.
- Clark, J.R., (ed.), 1985 - 'Coastal Resources Management : Development Case Studies'. Coastal Management Publication, 3. Washington National Park Service.
- Clepper, H. (ed.), 1976 - 'Marine Recreational Fisheries'. Washington, Sport Fishing Institute.
- Cleveland, B.C., 1985 - 'National Adjustments to Changes in Fisheries Law and Economic Conditions : A Synopsis of 26 Case Studies'. *FAO Fish. Circ.*, 783.
- Copes, P., 1982 - 'Implementing Canada's Marine Fisheries Policy'. *Marine Policy* : 219-235.
- Crutchfield, J.A., 1979 - 'Economic and Social Implications of the Main Policy Alternatives for Controlling Fishing Effort'. *J. Fish. Res. Board Canada*, 36: 742-752.
- Emmerson, D.K., 1980 - 'Rethinking Artisanal Fisheries Development : Western Concepts, Asian Experiences'. World Bank, Staff Working Paper, 423.
- Fraser, T.M. Jr, 1966 - 'Fishermen of South Thailand'. In Spindler G. and L. Spindler (eds.) - 'Cases studies in Cultural Anthropology'. New York, Holt Rinehart and Winston, Inc. (A number of other monographs dealing with fisheries are found in the series of which this volume is a part).
- Fricke, P., (ed.), 1973 - 'Seafarer and Community'. London, Croom Helm, Ltd.
- Gale, R.P. and M.L. Miller, 1985 - 'Professional and Public Natural Resource Management Arenas : Forests and Marine Fisheries'. *Environ. Behav.*, 17, 6: 651-678.
- Goodenough, W.H., 1963 - 'Cooperation in Change'. New York : Russel Sage Foundation.
- Graham, M., 1948 - 'Rational Fishing of the Cod of the North Sea'. London, Edward Arnold and Compagny.
- , -, 1956 - 'Sea Fisheries : Their investigations in the United Kingdom'. London : Edward Arnold and Compagny.
- Grover, J.H., (ed.), 1980 - 'Allocation of Fishery Resources'. Proceedings of the Technical Consultation on Allocation of Fishery Resources. Vichy, France, 20-23 April. FAO in cooperation with the American Fisheries Society.
- Gulland, J.A., (ed.), 1971 - 'The Fish Resources of the Ocean'. Fishing News Books, West Byfleet.
- Hardin, G., 1968 - 'The Tragedy of the Commons'. *Science*, 162: 1243-1248.

- Hasslof, O., H. Henningsen and A.E. Christensen Jr., (eds.), 1972 - 'Ships and Shipyards, Sailors and Fishermen'. Copenhagen, Copenhagen University Press.
- Hérubel, M.A., 1912 - 'Sea Fisheries'. London : T. Fisher Unwin.
- Hornell, J., 1950 - 'Fishing in Many Waters'. Cambridge (GB), University Press.
- Howard, G.V., 1950 - 'A Summary of Information on the Fisheries and Fisheries Resources of the Mediterranean Sea'. FAO.
- , ----, and E. Godfrey, 1951 - 'A Summary of Information on the Fisheries and Fisheries Resources of Latin America'. FAO.
- Indo-Pacific Fishery Commission (IPFC), 1987 - 'Report of the Symposium on the Exploitation and Management of Marine Fishery Resources in Southeast Asia'. Regional Office for Asia and the Pacific Report, 9, FAO.
- Johannes, R.E., 1981 - 'Words of the Lagoon'. Berkeley, University of California Press.
- Johnston, D.M., 1965 - 'The International Law of Fisheries'. New Haven, Yale University Press.
- Kassibo, B., 1987 - 'La dynamique de la pêche dans le delta intérieur du fleuve Niger (Mali) de la période précoloniale à nos jours'. Institut de recherche sur les langues et les cultures d'Asie et d'Afrique, Tokyo, Japon : 18 p (mimeo).
- Kidron, M. and R. Segal, 1987 - 'The New State of the World Atlas'. New York : Simon and Schuster, Inc.
- Lackey, R.T. and L.A. Nielson (eds.), 1980 - 'Fisheries Management'. New York, John Wiley and Sons.
- Larkin, P.A., - 'Comments on the Workshop Presentations'. In W.S. Wooster (ed.) - 'Fishery Science and Management : Objectives and Limitations'. New York, Springer-Verlag (in press).
- Leviel, D., 1987 - 'Territorial use-rights in fishing (TURFS) and the management of small-scale fisheries : the case of Lake Titicaca (Peru)'. Ph. D. Thesis, Univ. British Columbia : 208 p.
- Maiolo, J.R. and M.K. Orbach (eds.), 1982 - 'Modernization and Marine Fisheries Policy'. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science Publishers.
- Marasco, R.J. and M.L. Miller, - 'The Role of Objectives in Fisheries Management'. In W.S. Wooster (ed.) - 'Fishery Science and Management : Objectives and Limitations'. New York, Springer-Verlag (in press).
- Mausser, G.A., 1983 - 'Political Marketing : An Approach to Campaign Strategy'. New York, Praeger.
- MacGoodwin, J.R., 1984 - 'Some examples of Self-Regulatory Mechanisms in Unmanaged Fisheries'. In Expert Consultation on the Regulation of Fishing Effort (Fishing Mortality). *FAO Fish. Rep.*, 289, suppl. 2, FIPP/R289: 41-61.
- Miles, E.L. (ed.), - 'The Implications of Extended Coastal State Jurisdiction for the Management and Development of World Fisheries'. Seattle and London, Univ. Washington Press.
- Miller, M.L. (ed.), 1983 - 'Culture and Marine Affairs'. Theme Issue of *Coastal Zone Manage. J.* 10: 4.
- , ----, 1987 - 'Regional Fishery Management Councils and the Display of Scientific Authority'. *Coast. Manage.* (formerly *Coastal Zone Management Journal*), 15: 309-318.

- , ---. and R.P. Gale, 1986 - 'Professional Styles of Federal Forest and Marine Fisheries Resource Managers'. *North Am. J. Fish. Manage.*, 6, 2: 141-148.
- , ---. and Van Maanen, 1979 - 'Boats Don't Fish, People Do ! Some Ethnographic Notes on the Federal Management of Fisheries in Gloucester'. *Human Organization*, 38, 4: 377-385.
- , ---. -----, 1983 - 'The Emerging Organization of Fisheries in the United States'. *Coast. Zone Manage. J.*, 10, 4: 369-386.
- , ---., R.P. Gale and P.J. Brown (eds.), 1987 - 'Social Science in Natural Resource Management Systems'. Boulder : Westview.
- OECD, 1984 - 'Experiences in the Management of National Fishing Zones'. Paris.
- , 1986 - Review of Fisheries in OECD Member Countries, 1985.
- Panayotou, T., 1982 - 'Management Concepts for Small-Scale Fisheries : Economic and Social Aspects'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 228.
- Poggie, J.J., Jr (ed.), 1980 - 'Maritime Anthropology'. Special Issue of *Anthropology Quarterly*, 53: 1.
- Pollnac, R.B. (ed.), 1977 - 'Panamanian Small-Scale Fishermen'. *Marine Technical Report*, 44. Kingston, R.I. : International Center for Marine Resource Development.
- , ---., 1978 - 'Sociocultural Factors Influencing Success of Intermediate Food Technology Programms'. *Food Technology* April, 4: 89-92.
- , ---., 1981 - 'Sociocultural Aspects of Developing Small-Scale Fisheries'. World Bank, Staff Working Paper, 490.
- , ---. and S.J. Littlefield, 1983 - 'Sociocultural Aspects of Fisheries Management'. *Ocean Develop. Int. Law*. 12, 3/4: 209-246.
- Reintjes, J.W. (ed.), 1983 - 'Improving Multiple Use of Coastal And Marine Resources'. Bethesda, MD : American Fisheries Society.
- Rettig, R.B. and J.J.C. Ginter (eds.), 1978 - 'Limited Entry as a Fishery Management Tool'. Seattle : Washington Sea Grant, Univ. Washington.
- Rogers, E.M., 1983 - 'Diffusion of Innovations'. New York : The Free Press (3rd edition).
- Rothschild, B.J. (ed.), 1972 - 'World Fisheries Policy'. Seattle : Univ. Washington Press.
- , ---. (ed.), 1983 - 'Global Fisheries : Perspectives for the 1980s'. New York : Springer-Verlag.
- Royce, W.F., 1984 - 'A Professional Education for Fishery Scientists'. *Fisheries*, 9, 3: 12-17.
- , ---., 1984 - 'Introduction to the Practice of Fishery Science'. New York : Academic Press, Inc.
- , ---., 1987 - 'Fishery Development'. New York : Academic Press, Inc.
- , ---., - 'A History of Marine Fishery Management'. Boca Raton, FL : CRC Press, Inc. (in press).
- Ruddle, K., 1987 - 'Administrators and Conflict Management in Japanese Coastal Fisheries'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 273.
- Ruddle, K. and T. Akimichi (eds.), 1984 - 'Maritime Institutions in the Western Pacific'. Suita, Osaka : National Museum of Ethnology.
- Shepard, R.N., A.K. Rommey and S.B. Nerlove (eds.), 1972 - 'Multidimensional Scaling'. New York : Seminar Press (two volumes).

- Smith, I.R. and T. Panayotou, 1984 - 'Territorial Use Rights and Economic Efficiency : the Case of the Philippine Fishery Concessions'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 245.
- , C.L. and W. Wick, 1983 - 'Fishing Peoples'. In R.A. Ragotzkie (ed.) - 'Man and the Marine Environment'. Boca Raton, FL : CRC Press, Inc. : 21-44.
- , M.E. (ed.), 1977 - 'Those Who Live From the Sea'. New York : West Publishing Compagny.
- Spiecer, E.H. (ed.), 1952 - 'Human Problems in Technology Change'. New York, Russel Sage Foundation.
- Spoehr, A. (ed.), 1980 - 'Maritime Adaptations'. Pittsburgh, The Univ. Pittsburgh Press.
- Troadec, J.-P., 1982 - 'Introduction à l'aménagement des pêcheries : intérêt, difficultés et principales méthodes'. *FAO Doc. Techn. Pêches*, 224: 64.
- , ----- and A. Maucorps, 1984 - 'Development of Fisheries Management Methods in the Context of the New Law of the Sea'. In OECD (ed.) - 'Experiences in the Management of National Fishing Zones' : 133-143.
- Wooster, W.S. (ed) - 'Fishery Science and Management : Objectives and Limitations'. New York : Springer-Verlag (in press).
- , ----- and M.L. Miller, - 'On Science and Fishery Management'. In W.S. Wooster (ed.) - 'Fishery Science and Management : Objectives and Limitations'. New York, Springer-Verlag.

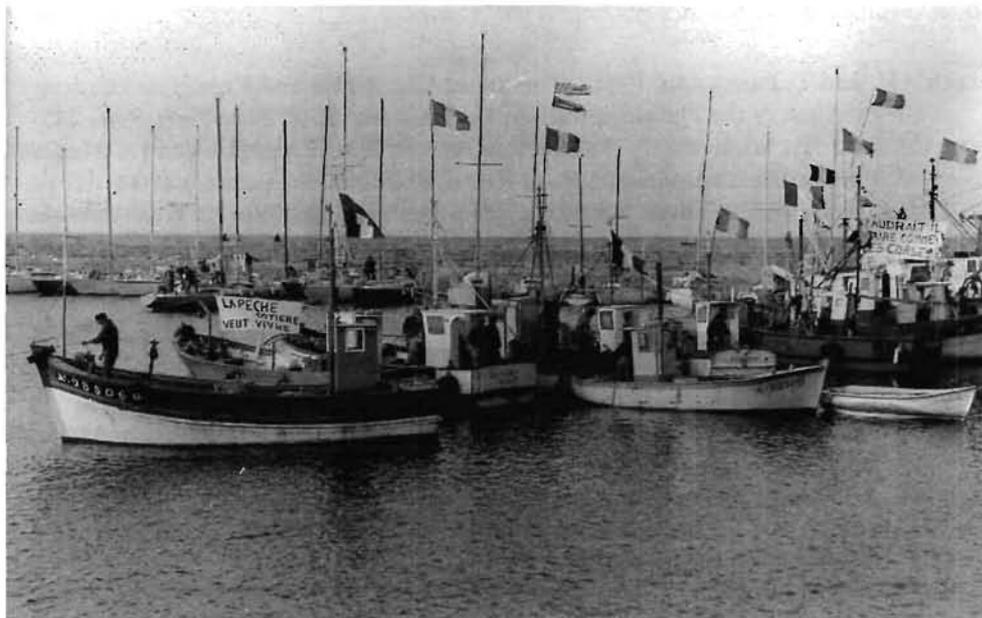


Photo 24. — Barrage du port de Belle-Ile (France) par des navires de pêche artisanale.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).



Photo 25. — Vente aux enchères à la criée.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

ANALYSES DE SITUATIONS COMPLEXES



Photo 26. — Déchargement du goémon dans la région des Abers en Bretagne (France).

17 - ANALYSE ET AMENAGEMENT DES PECHERIES COTIERES

Jean-Louis Durand,
Henri Farrugio et Michel Lemoine

" Le sentiment de propriété collective est partagé par tous les habitants du port : chacun est conscient que sa propre revendication d'un droit fondé sur l'antériorité découle et dépend de ses compatriotes ".

A. Davis, 1984. Property rights and access management in the small boat fishery : a case study from Southwest Nova Scotia.

1. Introduction

Depuis l'après-guerre, l'essentiel des mesures d'aménagement des pêcheries a surtout concerné les grands ensembles d'exploitation de type industriel. Sans nier la complexité des systèmes halieutiques qu'ils exploitent, mais dans un nécessaire souci

Jean-Louis Durand, Henri Farrugio et Michel Lemoine sont biologistes des pêches à l'IFREMER, où ils se sont consacrés à l'évaluation de divers stocks halieutiques, notamment outre-mer, avant d'animer trois programmes portant sur l'évaluation des pêcheries artisanales de Manche-est, de Méditerranée française et de Bretagne-sud. Ce travail, qui aborde la dynamique des flottilles en même temps que celle des populations halieutiques, et les particularités des pêcheries côtières artisanales, les a conduit à développer certaines techniques, notamment d'échantillonnage des "petits métiers" et, surtout, à reconsidérer certains concepts implicites dans la démarche classique d'évaluation des stocks et des pêcheries. Jean-Louis Durand est titulaire d'un diplôme d'Agronomie approfondie de l'Ecole nationale supérieure d'agriculture de Rennes (France). Henri Farrugio a soutenu une thèse de Docteur ès sciences sur la dynamique des populations atlanto-méditerranéennes de thon rouge.

simplificateur, cette démarche, dont relèvent trente années de gestion des principaux stocks halieutiques mondiaux, s'appuie sur quelques hypothèses réductrices :

- les activités des flottilles sur chaque stock sont considérées comme distinctes et donc unispécifiques (hareng, merlan, lieu noir, ...) ;
- ces flottilles sont reconnues comme homogènes ou aisément convertibles en équivalents-effort cumulables ;
- les ressources hauturières sont librement accessibles, et tous les navires concourant à l'exploitation d'un stock ont la même capacité potentielle à adopter un diagramme d'exploitation équivalent ;
- l'aménagement repose, pour l'essentiel, sur la gestion biologique des principaux stocks exploités.

Ainsi, l'arsenal réglementaire (quotas de capture, maillages, ...) reposait jusqu'à une date récente sur un concept unique : le maintien ou le retour de stocks de grande importance économique à un niveau correspondant au maximum de production pondérale. L'objectif ainsi défini devenant une préoccupation majeure, l'aménagement ignorait la plupart des contingences d'ordre économique ou social (coûts ou, plus généralement, poids des facteurs de production : capital et travail), ou relatives à l'évolution technique et au contexte de l'exploitation, même si les administrations nationales chargées de l'application des réglementations tenaient compte en fait implicitement leurs propres visions et les contraintes économiques lors des négociations politiques.

Il s'avère à l'expérience que ces mesures ont eu le mérite considérable, outre l'émergence d'outils mathématiques d'évaluation performants, d'avoir préservé certains stocks d'un effondrement total (hareng, par exemple), et surtout, d'avoir convaincu administration et profession du caractère limité de la production des stocks halieutiques et de l'intérêt d'une régulation de l'effort de pêche et de l'âge de première capture pour optimiser la production des cohortes venant successivement entretenir le stock (chapitre 2). Elles ont, cependant, atteint leurs limites à partir du moment déjà ancien où la seule certitude des observateurs des pêcheries s'est avérée être que, quelque soit la résilience ou la capacité de reconstitution d'une ressource, l'industrie de pêche était potentiellement apte à l'anéantir chaque année, alors qu'elle n'a jamais eu autant besoin d'une ressource abondante et en bon état pour sauvegarder sa rentabilité.

"Dans les années 50 et 60, les économistes élaborèrent des politiques et des programmes pour "rationaliser" le développement économique de l'activité halieutique, souvent au détriment des petites unités perçues comme trop dépendantes d'un système de production considéré comme dépassé et trop consommateur de main-d'oeuvre"

(Hanson, Kasdan and Lamson 1984). Cependant, l'application de ces analyses n'a pas toujours abouti aux résultats escomptés. En outre, la raréfaction des ressources latentes, la mise en place des zones économiques exclusives et le souci de réduire les coûts d'exploitation sont désormais des raisons pour reconsidérer la conception même d'un aménagement fondé sur l'expansion vers des ressources hauturières, toujours plus éloignées des bases d'armement et de distribution (chapitre 1). Enfin, les analyses montrèrent que les pêches artisanales pouvaient, selon les contextes et les politiques, être plus efficaces que des systèmes d'exploitation industriels, grâce à des consommations intermédiaires inférieures, des coûts moindres de remplacement du capital immobilisé, une plus grande valeur ajoutée nette totale et un nombre plus important d'emplois directs (Meuriot 1986).

Dans le même temps, dans les pays du Tiers Monde, le modèle de développement de type industriel, par l'intensité de l'investissement qu'il suppose, s'est souvent avéré inadapté aux moyens dont disposent ces derniers : main-d'oeuvre abondante et capital rare (chapitres 1 et 18), alors que les pêcheries de type artisanal présentent l'avantage d'une plus faible consommation en énergie et autres intrants importés, ainsi que de créations d'emplois très supérieures par tonne produite (Smith 1979, Bailey 1982, Panayotou 1983). De ce fait, leur contribution potentielle au maintien de l'emploi en zones rurales est particulièrement intéressante pour réduire les problèmes associés à l'exode rural.

On comprend, que dans ces conditions, la pêche artisanale ait pu faire valoir sa capacité d'adaptation vis-à-vis d'un univers incertain et variable (ressources, coût de l'énergie et de l'argent). Il n'est ainsi pas surprenant de constater que les pêches artisanales assurent aujourd'hui pratiquement la moitié de la production mondiale destinée à la consommation humaine directe, et emploient 10 millions de pêcheurs contre 0,5 environ pour les pêches industrielles (Thompson 1980, UNIDO 1986). Gardant à l'esprit que l'effort d'exploitation des artisans peut aussi devenir excessif, on conçoit que la souplesse de leurs outils et de leurs techniques ait constitué un atout intéressant pour éviter une concentration excessive sur quelques espèces cible et réduire les risques financiers inhérents aux armements industriels.

En France, la régionalisation a contribué à la prise de conscience par les instances publiques et politiques locales, du poids économique et social, voire des atouts propres des pêcheries côtières à caractère artisanal. Depuis les années 80, celles-ci sont l'objet d'une attention particulière de la part des collectivités régionales. Simultanément, les professionnels ont reconnu la nécessité de mieux contrôler les taux d'exploitation. Cela les conduit à se poser vis-à-vis des structures chargées de l'aménagement en demandeurs d'une conservation effective des ressources, face aux convoitises dont ces dernières font l'objet. Parallèlement, avec l'institution de l'"Europe bleue", la Commission des Communautés Européennes (CEE) s'est vu confier des responsabilités accrues en matière d'encadrement réglementaire, comme de soutien au

renouvellement des flottilles. Face à cette double intervention des niveaux régionaux et communautaires, les intervenants intermédiaires que sont les services administratifs et scientifiques nationaux doivent adapter leur action.

Cette mutation soumet la recherche à de nouvelles demandes. Des besoins originaux s'expriment pour une prise en compte de conflits localisés entre flottilles (chapitres 2 et 18). A titre d'exemple, on peut citer les compétitions apparaissant entre les différents utilisateurs des ressources halieutiques, du fait d'une :

- *concurrence pour l'espace*, qu'il s'agisse de fréquentations de lieux de pêche communs entraînant des destructions d'engins, voire d'usages incompatibles du domaine public maritime ou d'infrastructures portuaires ;

- *concurrence pour la ressource*, dans le cas de pêcheries séquentielles, aboutissant généralement à des accusations entre métiers, de destruction des juvéniles ou des géniteurs ou, encore, apparaissant dans le respect de la répartition des quotas qui peuvent opposer des métiers entre eux par façades maritimes ou zones d'opération ;

- *concurrence pour les marchés*, enfin, lorsque différents types d'apports ne présentant ni les mêmes caractéristiques (qualité, quantité), ni les mêmes coûts de production, se trouvent simultanément à la vente.

En l'absence de mécanismes économiques et institutionnels qui permettraient au secteur de production de régler en partie ces interactions, l'administration est amenée à les arbitrer. L'exemple français montre que celle-ci attend des services scientifiques des arguments susceptibles de justifier le règlement "dans les meilleures conditions" de ces rivalités intraprofessionnelles. Il est clair, désormais, que le critère de maximisation de la production pondérale ne constitue plus un critère adéquat et que la base même des avis scientifiques est à réviser.

Tout ceci suppose une nouvelle conception du travail d'évaluation des ressources et des pêcheries. Le caractère composite et la flexibilité des pêcheries côtières multiplient fortement le nombre de scénarios à envisager dans les analyses. Elle induit également une diversification des questions à aborder. La compréhension des structures de l'exploitation implique l'évaluation de nouveaux paramètres d'ordre économique et social, nécessaires à l'élaboration des diagnostics. Ceci suppose, d'abord, de surmonter certaines difficultés résultant des caractéristiques de cette branche d'activité, à savoir :

- la fiabilité insuffisante des statistiques de production ;
- les difficultés de collecte de mesures de l'effort de pêche, et de suivi de l'activité des navires ;

- la diversité et la variabilité des peuplements halieutiques, etc.

L'intégration par les scientifiques de ces besoins nouveaux s'est concrétisée par le développement de méthodes originales et leur application aux pêches côtières. L'analyse de ces dernières doit tenir compte de leur *caractère artisanal* et de leur *nature composite*, chacun de ces deux termes recouvrant, soit leur *identité économique*, soit l'expression de leur hétérogénéité, bien que les ensembles sous-jacents auxquels se réfèrent ces trois vocables se recouvrent en partie. Ceci suppose de :

- comprendre leur structure pour déterminer les possibilités de définition d'unités d'exploitation, d'évaluation et de gestion et, donc, la maille correspondant à chaque fonction ;
- comprendre leur comportement pour expliciter leur dynamique interne, les forces exogènes et les variables sur lesquelles il sera possible d'agir ;
- définir des méthodes d'analyse et de suivi adaptées à leur spécificité ;
- discuter des mérites de modalités d'aménagement qui les intègrent.

La rédaction du présent chapitre s'inspire du travail en cours. Bien qu'il ne soit pas achevé et qu'il soit marqué par les particularités biologiques, économiques, sociales et institutionnelles des pêcheries françaises et communautaires, l'approche méthodologique présentée pourrait contribuer au progrès de l'évaluation et du suivi des pêcheries côtières, quelles que soient leur implantation géographique.

2. Typologie des pêches côtières

T.S. Rass et F. Carré (1980) définissent une pêcherie comme un complexe biogéographique de production, caractérisé d'abord par des assemblages d'espèces commercialement intéressantes et effectivement utilisées, sur lesquelles interviennent des unités techniques et économiques d'exploitation. Toute pêcherie doit donc être considérée comme un ensemble composite de stocks, d'engins, de flottilles et de communautés de pêcheurs. Elle peut l'être à plusieurs titres et à des degrés divers. Comme exemples, on peut citer parmi celles qui ont été étudiées dans les pêches françaises :

- la pêcherie artisanale de mer Celtique, qui l'est par la diversité des espèces exploitées et des nationalités des flottilles qui y participent (CEE/IFREMER 1986) ;

- la pêcherie de Bretagne-sud, dans laquelle les navires utilisent 17 engins différents, susceptibles de capturer 18 espèces cible (Durand 1986);

- la pêcherie méditerranéenne aux "petits métiers" qui exploitent, en fonction des saisons, divers secteurs maritimes et lagunaires, au moyen d'embarcations de 3 à 25 m, mettant en oeuvre une vingtaine d'engins différents et capturant plus de trente espèces caractéristiques de biotopes variés (Farrugio et Le Corre 1987).

On conçoit, d'après les exemples ci-dessus, combien les variations possibles de chaque élément, selon la maille d'analyse et d'action retenue, rendent complexe l'aménagement de la pêche dans la bande côtière. Oakerson (1986) propose une grille d'analyse et d'évaluation des exploitations communes d'écosystèmes naturels, portant successivement sur :

- les caractéristiques de la ressource, qui déterminent son degré de divisibilité ;
- celles de modalités d'exploitation, qui influencent la même propriété ;
- les mécanismes institutionnels, qui permettent et structurent les décisions collectives et individuelles ;
- le fonctionnement de ces mécanismes (schémas d'interaction entre usagers d'une même ressource) ;
- la comparaison des performances du système en place et de dispositions alternatives.

Cette section aborde les deux premiers aspects. Ici, le progrès passe à l'évidence par une première étape de structuration, suivie d'une caractérisation des pêcheries étudiées. Ces progrès dépendent en particulier de ceux des méthodes d'analyse et de représentation de situations et de la dynamique d'ensembles complexes. La structuration peut faire appel à des techniques mathématiques et statistiques éprouvées dans d'autres domaines, aboutissant à une analyse typologique, au sens de science de l'élaboration de types, facilitant l'analyse d'une réalité complexe et sa classification. Dans l'analyse d'une structure, l'approche se doit d'aborder les deux composantes d'une pêcherie : la ressource, d'une part, la flottille et ses activités, d'autre part.

2.1. Typologie des ressources

La caractérisation des ressources exploitées semble essentielle, même si elle n'a que rarement été abordée jusqu'à présent. En raison de l'influence des contraintes naturelles sur lesquelles l'homme n'a pas de prise, la réalité de la structure des ressources doit de plus en plus être intégrée aux analyses. Il devient en fait urgent de comprendre une ressource halieutique plurispécifique comme un écosystème formé de populations aux caractéristiques biologiques variées, mais dépendantes les unes des autres par des relations interspécifiques plus ou moins étroites (chapitre 3).

Cette approche suppose la connaissance des traits dominants de l'écologie des espèces susceptibles d'être la cible d'un des métiers pratiqués par la flottille. Une masse d'informations est souvent disponible, même si elle se présente sous forme de littérature diffuse, accessible sur des supports non répertoriés, voire manuscrits, dans les institutions spécialisées. Sans fournir une liste exhaustive de l'ensemble des renseignements utiles, il paraît profitable de disposer pour une caractérisation satisfaisante :

- des paramètres de croissance : leur estimation n'est pas seulement nécessaire à leur utilisation dans les modèles d'évaluation des stocks, elle fournit aussi des indications pertinentes pour la détermination de la vitesse de croissance et de la longévité ;

- des tailles et âges de première maturité et une évaluation semi-quantitative de la fécondité : le terme semi-quantitatif indique que la classification en deux groupes peut être suffisante, l'un très fécond, l'autre de fécondité réduite (dont le meilleur exemple est la raie) ;

- enfin, une indication même approximative de la place occupée par l'espèce dans la chaîne trophique, tant il est évident que l'aménagement de l'exploitation d'une espèce dite "fourrage", support de l'alimentation d'autres espèces dans un biotope donné, devra intégrer des taux de mortalité naturelle supérieurs à ceux occasionnés par la pêche (chapitre 3).

Bien que l'ensemble de ces variables soit d'un usage courant, nous les retiendrons ici surtout pour leur capacité de discrimination des espèces en deux types, selon la classification proposée par Mac Arthur et Wilson (1967, *in* Caddy and Sharp 1986). On distingue ainsi un groupe taxonomique doué de fortes facultés de renouvellement de sa biomasse ; une telle aptitude s'exprime principalement par une faible longévité, une croissance rapide et un âge précoce de première maturité. Ces caractéristiques sont typiques d'espèces manifestant des stratégies dites "-r". A titre d'exemples, on peut citer sur le littoral français les crevettes grise et rose, l'étrille, la

seiche, le tacaud, les gobies, ou l'ensemble des petits pélagiques (sardine, sprat, ...). Ces espèces manifestent fréquemment de fortes variations de recrutement et, donc, d'importantes fluctuations interannuelle de leur abondance. De plus, dans l'écosystème côtier, elles participent souvent à l'ensemble de la chaîne alimentaire, comme espèces dites "fourrage".

A l'opposé, on identifie des stratégies "K" qui ont une longévité supérieure, une grande taille ou une vitesse plus lente de croissance. Une part plus importante de l'énergie est dévolue à la survie individuelle, par comparaison à celle consacrée aux activités reproductrices : ceci se traduit souvent par des moeurs prédatrices. La longévité de telles espèces permet des captures sur un plus grand nombre de classes d'âge, ce qui atténue fortement les variations interannuelles d'abondance. Le merlu, la sole, le bar constituent de bons exemples de stratégies "K" sur la côte française. Toutefois, sous l'effet d'une exploitation intense, il y a risque de raréfaction du nombre de classes d'âge. L'exploitation de telles espèces dépend alors de la réussite annuelle du recrutement et se trouve soumise bien souvent à des fluctuations proches de celles rencontrées dans la pêche des stratégies "-r".

2.2. Typologie de la pêche

Plusieurs champs d'investigation ont paru accessibles. Il s'agit de la composition et de l'évolution des flottilles, d'une part, et de l'identification de métiers et de la connaissance de leur production, d'autre part. Concernant ce dernier élément, on notera que si les données sur les apports sont inégalement disponibles et ne concernent souvent que certains éléments d'une flottille, elles peuvent néanmoins contribuer à sa caractérisation, car elles mettent en évidence les liaisons espèces-métiers.

2.2.1. Caractéristiques des navires

En France, les moyens de production de la pêche artisanale sont diversifiés à l'extrême, comme chacun peut le constater dans les ports, allant de l'unité de conception traditionnelle régionale, à l'unité de conception moderne, très technique, assez standardisée, et parfois proche dans son utilisation des unités de type industriel. Sous le seul vocable "artisans", cette extrême variété se traduit en premier lieu au niveau des caractéristiques physiques des unités. A titre d'exemple, citons les valeurs extrêmes en 1985 des caractéristiques techniques des unités artisanales armées dans le quartier maritime de Boulogne (France) :

- longueur hors-tout : 5 à 26 mètres,
- jauge brute : 3 à 130 tonneaux,
- puissance : 20 à 750 chevaux,
- équipage : 2 à 8 hommes.

Cet ensemble de caractéristiques est recueilli par un service institutionnel central, le Centre Administratif des Affaires Maritimes (CAAM), qui gère l'ensemble des navires sous pavillon français et leurs équipages. Pour les services administratifs, cette information sert de base de classification dans de nombreux domaines, tels que le mode de taxation, les modalités d'attribution d'aides, les normes de sécurité, ... Elle sert aussi à une première distinction entre deux catégories de pêche artisanale :

- "*la pêche côtière*", qui comprend les unités les plus importantes travaillant par marées de 24 à 96 heures, disposant d'une puissance de 100 à 800 chevaux, mesurant environ de 11 à 26 mètres et de jauge inférieure à 100 tonneaux, dont le patron est réputé embarqué et l'équipage rémunéré à la part ;

- "*la petite pêche*", qui rassemble les unités de dimensions en moyenne plus modestes et faisant des sorties inférieures à 24 heures, les plus petites, non pontées, pouvant être échouées à chaque marée.

Après vérification sur le terrain, ces informations servent à la constitution de fichiers navires exhaustifs, régulièrement tenus à jour. Cette information archivée et disponible d'année en année pour l'ensemble de la pêche nationale constitue un matériel d'analyse, dont il faut apprécier l'utilité majeure et qu'il faut prendre soin de perfectionner, au même titre que la collecte des statistiques de production ou d'effort. Elle fournit une base de référence inchangée dans le temps, qui permet des études exhaustives pour une année donnée, démarche indispensable en typologie. Lorsqu'elle est disponible sur support informatisé, elle est d'un bon rapport qualité/coût d'obtention, ce qui permet de dégager le personnel de recherche de lourdes tâches d'enquête de routine. Enfin, elle permet d'aborder la structuration des pêches artisanales, même si les seules caractéristiques techniques ne permettent pas toujours l'isoler des groupes en deçà d'une certaine taille de navires (unités de petite pêche de moins de 10 mètres en général).

2.2.2. Activités de pêche

L'exemple français montre que le type d'activité de pêche constitue un second élément essentiel de caractérisation de la pêche artisanale. Cette activité, souvent nommée "métier", par référence au terme utilisé par les professionnels, est identifiée à la fois par la nature de l'engin utilisé et de l'espèce ou des espèces recherchées (ou cible) et, secondairement, par la localisation ou la saison de la pêche (fig. 17.1).

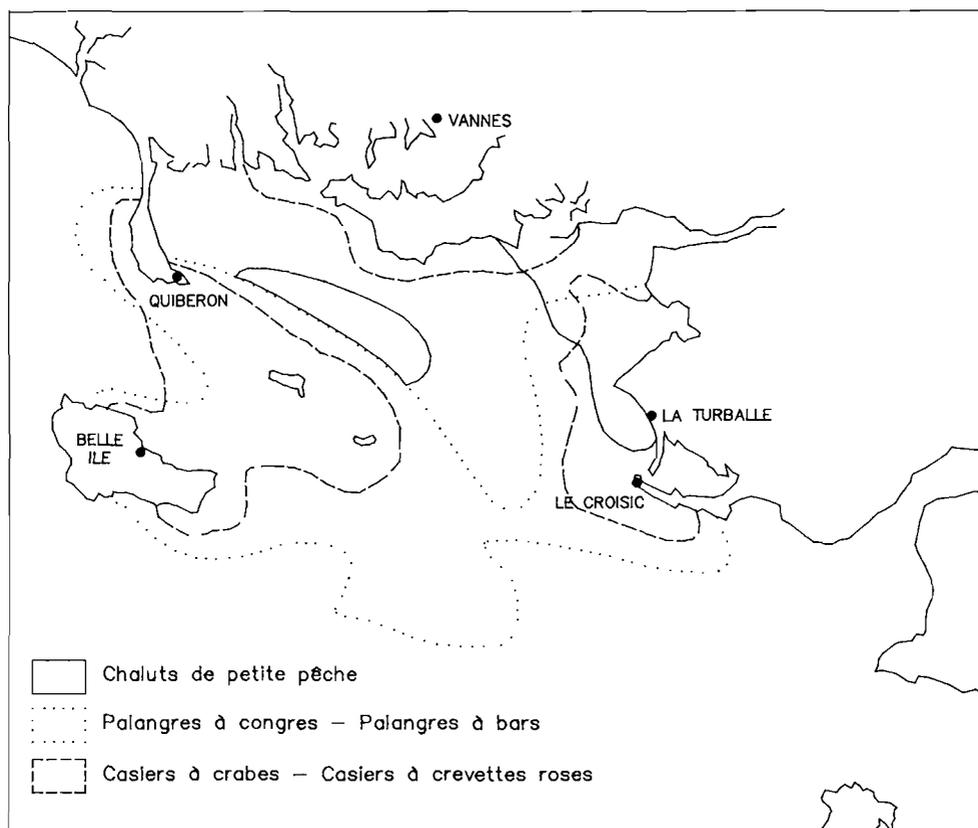


Figure 17.1 - Distribution géographique des principaux métiers pratiqués par les bateaux de petite pêche dans le Mor Braz (Bretagne-sud, France).

La polyvalence des unités artisanales et la nécessité pour elles d'utiliser des engins de plus en plus spécialisés ont considérablement multiplié le nombre de "métiers" praticables, tout en les rendant plus caractérisés, plus distincts et susceptibles d'être codifiés. Même réalisées par échantillonnage de classes de navires, les enquêtes nécessaires pour le suivi de ces diverses activités, restent lourdes.

L'appréciation de l'activité des navires peut se faire par celle de la distribution dans le temps des métiers pratiqués. Ces calendriers de pêche relatent par unité ou flottille homogène la relation saisonnière dominante existant entre engin, espèces et lieux de pêche, et aboutissent à une connaissance à la fois descriptive et dynamique de la pêcherie (fig. 17.2).

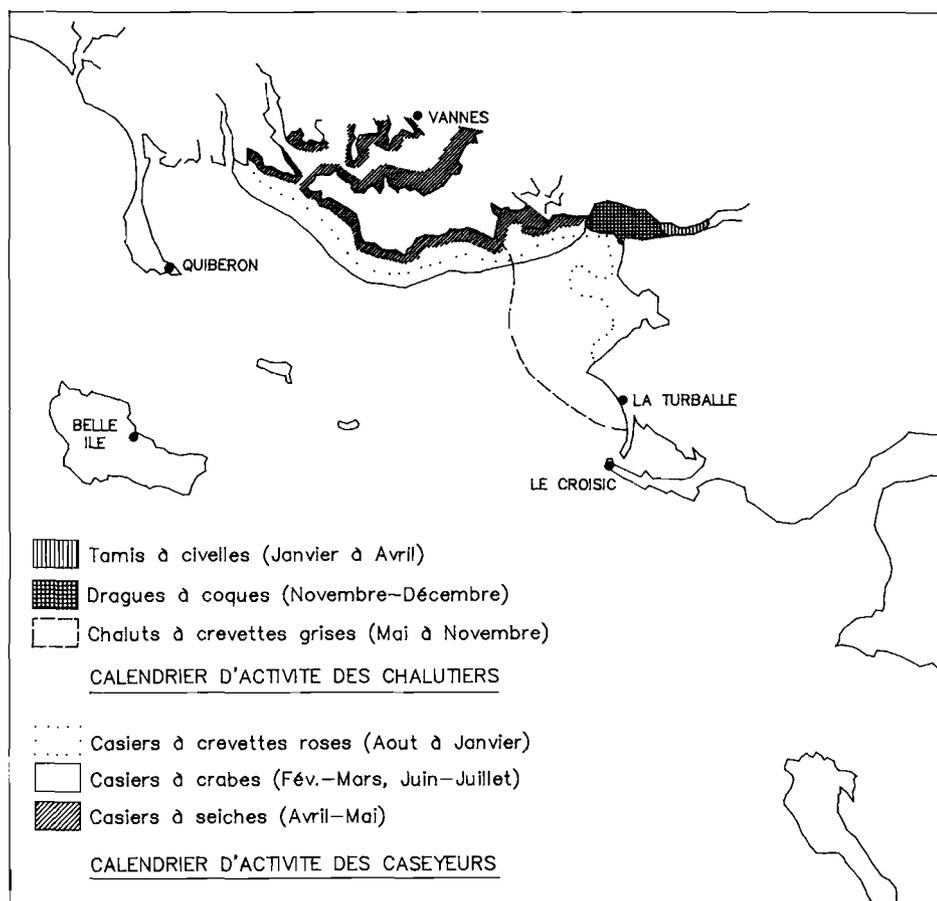


Figure 17.2 - Calendriers d'activité des bateaux de petite pêche du quartier maritime de Vannes (Mor Braz, Bretagne-sud, France).

Ces calendriers ainsi constitués annuellement forment un puissant outil d'analyse de l'évolution des effectifs et des glissements entre métiers, phénomènes sensibles sur une échelle pluriannuelle. Une approche plus globale par analyses statistiques

appropriées des calendriers de pêche permet la définition d'ensembles de navires dont les motivations communes s'expriment par la mise en oeuvre des mêmes engins. Cette structuration simplificatrice facilite l'identification des interactions présentées en introduction et, donc, l'élaboration de propositions d'aménagement.

2.2.3. La production

Les données de production ont revêtu un caractère prioritaire dans les analyses d'exploitation réalisées jusqu'à présent. A l'expérience, on constate schématiquement que la connaissance des quantités capturées s'améliore avec la taille des unités de pêche. Pour les grandes pêcheries hauturières, souvent plurispécifiques, des bases de données de plus en plus complètes et d'une fiabilité acceptable ont pu être constituées. Elles l'ont été au prix d'efforts considérables de la part des administrations nationales, sous la pression des commissions internationales (CIEM, CGPM, ICCAT, CIPASE, ...) et des chercheurs travaillant en leur sein.

Ce souci d'une collecte systématique de ce genre d'information n'est apparu que récemment pour les pêches côtières. Rappelons que l'obtention de statistiques de production est difficile dans ce type d'exploitation, de par la dispersion des points de débarquement, la nature plurispécifique des pêcheries et le souci de discrétion des pêcheurs, favorisé par la fréquence des ventes directes et la multiplicité des circuits commerciaux, parfois occultes, mais toujours courts.

Malgré leur caractère fragmentaire, les données de production disponibles servent à la structuration des flottilles, et constituent aussi un moyen d'apprécier le caractère saisonnier d'une pêcherie et de déterminer les calendriers de pêche ou, lorsqu'ils ont pu l'être à partir d'autres sources, d'en améliorer la définition qualitative et quantitative. Cependant, il faut reconnaître que le maintien en routine de réseaux d'enquête pour assurer un suivi régulier de tous les aspects de la production des pêches artisanales représente un investissement considérable en moyens humains et financiers. Compte tenu du type d'utilisation particulier des données de production dans les analyses de ce type de pêche, on peut imaginer des stratégies permettant d'en réduire le coût d'acquisition.

Dans cette optique, il semble que la réalisation de bilans complets selon une périodicité pluriannuelle pourrait constituer une solution acceptable. Cette démarche permettrait d'assurer des remises à jour périodiques des paramètres essentiels pour la caractérisation des pêcheries (composition des flottilles, répartition de la production par métiers et par espèces, calendriers de pêche), comme pour vérifier la constance ou la variabilité des modes d'exploitation au cours du temps.

3. Evaluation des ressources et des pêcheries côtières

3.1. Difficultés d'application des méthodes classiques de gestion

Les méthodes classiques de gestion reposent sur l'utilisation d'analyses de cohortes et de calculs de production par recrue (chapitre 2). Leur finalité pratique est l'estimation annuelle d'un total admissible de capture (TAC), à partir de vecteurs de mortalité par pêche observés sur les années antérieures. Ces techniques ne permettent que des raisonnements en terme de mortalités par pêche. Or, pour orienter la dynamique d'une pêcherie, les mesures que l'on pourra mettre en oeuvre feront appel à la notion d'effort de pêche. Du fait des pratiques actuelles de l'aménagement, on n'est pour l'instant pas capable de préciser la relation entre ces deux concepts. Mais, surtout, par ces méthodes, la non prise en compte de l'hétérogénéité des flottilles participant à la capture d'une espèce fait qu'elles n'apportent aucune réponse aux conflits d'intérêts locaux ou conjoncturels : on conçoit aisément combien l'attribution d'une quantité totale à capturer n'a pu qu'exacerber les phénomènes de compétition interne et aboutir invariablement à l'installation de surcapacités de capture néfastes à la rentabilité des armements. De plus, ces TACs, lorsqu'ils sont adoptés comme mesures de précaution en l'absence d'évaluations analytiques fines, sont généralement mal appliqués, car définis à une échelle beaucoup trop large pour qu'il y ait écoute véritable, puis réponse effective, des pêcheurs artisans : ces mesures sont ressenties par les pêcheurs comme des contraintes additionnelles, lointaines et partiellement arbitraires à la pratique de leur métier.

Pour contourner ces déficiences, des recherches récentes ont tenté, d'une part, de remplacer le critère de maximisation de la production pondérale attendue d'un stock, base de la définition des TACs, et, d'autre part, d'intégrer dans les modèles classiques le caractère composite de l'exploitation. Les scientifiques ont d'abord recherché des critères d'optimisation prenant en compte les réalités économiques et sociales des entreprises de pêche, pour statuer sur l'état de pêcheries données. Les critères retenus sont le plus souvent d'ordre économique (Meuriot 1987), les tentatives d'intégration de l'aspect social restant pour l'instant limitées (chapitre 18). Ce type d'approche bioéconomique est encore un prolongement des procédures classiques : il nécessite des données supplémentaires, mais ne modifie pas les hypothèses de base des modèles purement biologiques et leur application à l'aménagement. Le besoin d'une meilleure appréhension des rigidités susceptibles d'apparaître au sein d'une flottille a permis le développement d'analyses plurispécifiques, ou capables de modéliser les

conséquences d'une exploitation composite (chapitre 2). Dans les versions les plus simples, les solutions s'obtiennent par juxtaposition des résultats de chacune des entités, au *pro rata* de leurs captures ou de leurs valeurs. La combinaison de ces deux sophistications fournit les meilleurs diagnostics qu'il soit actuellement possible d'émettre. Dans ses derniers développements, elle permet une analyse de l'évolution des rendements des navires, en simulant les tactiques de pêche des diverses composantes de la flottille par l'affectation à chacune d'elles de coefficients d'élasticité ou d'adhérence dans la pratique d'un métier donné.

Pourtant, l'utilisation de ce type d'analyse est considérablement freinée dans le domaine des pêcheries artisanales composites par le volume considérable des données qu'il requiert pour l'évaluation des quantités totales capturées dans la pêcherie : débarquements, captures illicites, rejets, compositions en tailles et/ou en âges. Pour des raisons diverses, dont la plus importante est le caractère occulte des circuits de commercialisation utilisés, les services officiels responsables n'assurent pas dans de bonnes conditions la collecte des statistiques descriptives de ce secteur d'activité. Conscients de cet état de fait, les scientifiques ont élaboré, grâce aux progrès de la structuration des flottilles, des stratégies d'échantillonnage pour la collecte de l'information nécessaire. Les plans proposés sont performants et permettent de disposer d'informations pertinentes, comme le montrent les résultats d'études pilotes tentées sur des espèces particulières et sur de courtes périodes, le plus souvent une année, (Farrugio et Le Corre 1985, Bertignac 1987).

Toutefois la constitution de séries historiques longues et à caractère exhaustif, nécessaires aux méthodes de type "analyse de cohortes", ne peut être obtenue que par leur mise en routine ce que, vu le coût de collecte de l'information nécessaire, aucune institution n'est pour l'instant capable d'assurer. Il peut donc paraître déraisonnable d'envisager une gestion généralisée de l'ensemble des ressources littorales par l'emploi de telles méthodes. Devant ce constat, quelques scientifiques entreprirent des démarches simplifiées, reposant sur l'analyse de pseudo-cohortes, dans lesquelles les répartitions par âges des animaux capturés une année donnée sont considérées comme équivalentes aux effectifs d'une cohorte aux différentes périodes de sa vie. Les hypothèses supplémentaires qu'impliquent les techniques présentées ci-dessus peuvent être en partie levées par une pondération des mortalités par pêche, calculée à partir des variations interannuelles de l'effort de pêche, voire du recrutement, lorsque les informations nécessaires sont disponibles (Laurec et Santarelli 1987).

La généralisation de l'approche se heurte pourtant à la diversité du binôme ressource/exploitation, typique des pêches artisanales : le nombre de métiers pour lesquels il est nécessaire de disposer des productions, mais aussi des compositions en âge et en taille, devient rapidement prohibitif. Dans le contexte des pêches artisanales, la tentative de simplification présentée précédemment paraît mieux adaptée ;

néanmoins, l'emploi de ce type de techniques pourrait s'appuyer sur une utilisation préalable des résultats de la structuration.

3.2. Les avantages d'une évaluation intégrée

La conception d'une telle approche ne peut que s'inspirer d'une analyse de type socio-économique de la pêche, et de type biologique de la ressource. L'éventail des disciplines est vaste. Au travers d'un exemple français, nous présenterons ici à titre d'exemple une approche essentiellement halieutique développée par Durand et Gondeaux (à paraître), pour un secteur de Bretagne-sud.

Les critères de structuration de la flottille ont permis de déceler son organisation sous-jacente. Ils montrent une spécialisation croissante des navires avec la taille, des navires spécialisés s'opposant ainsi à des navires plus petits dont la polyvalence est plus grande. La spécialisation s'exprime par l'adoption d'un engin dominant, constituant l'ossature du calendrier de pêche. Cet engin identifie parfaitement les groupes de navires dont il a été question dans les tentatives de structuration de la flottille. A cet engin dominant s'ajoute l'utilisation d'engins complémentaires, non spécifiques du groupe. Ces engins sont par ailleurs caractéristiques des navires les plus polyvalents. Le métier dominant une fois défini, il est le plus souvent possible de lui associer un stock cible, qui devient alors le stock support de l'exploitation. La stratégie démographique de ce dernier est presque toujours de type "K".

En revanche, les activités des navires les plus polyvalents ou les métiers complémentaires pratiqués par les navires spécialisés sont axés sur des espèces de stratégie "-r" ; ou bien "K" altéré par l'intensité des captures et la diminution du nombre de classes d'âges, qui rendent l'exploitation de l'espèce tributaire de la réussite annuelle du recrutement. En Bretagne-sud, l'exploitation de stocks support (tourteau, bar, congre, sole, langoustine) occupe traditionnellement la période estivale ; l'hiver est en revanche consacré à la pratique d'activités lucratives, mais aléatoires du fait des fortes variations interannuelles d'abondance (civelle, crevette rose, coquille Saint-Jacques).

Dans l'exemple traité, les navires spécialisés auxquels il a été possible d'associer une espèce de type "K" représentent 82 % de la flottille de petite pêche. La définition *a priori* de ces stocks est délicate et les techniques de structuration proposées au second paragraphe sont une étape nécessaire. Leur identification n'est cependant pas toujours aisée, d'autant qu'ils peuvent disparaître des captures d'un type de navire donné, lorsqu'ils sont temporairement remplacés dans les captures du fait d'une opportunité que le pêcheur artisan se sera empressé de saisir. Ces remarques permettent de

proposer des priorités dans le suivi des ressources et de leurs exploitations. Il s'agit d'accorder un intérêt particulier aux stocks support dans l'estimation des niveaux d'effort qu'ils sont susceptibles de supporter, en intégrant le fait qu'ils constituent souvent un recours les années où les stocks d'opportunité sont en faible abondance. En l'absence d'alternatives de diversification, ils peuvent aussi avoir à subir un effort excessif pendant une période prolongée. Cette attention se justifie également par leurs capacités moindres de renouvellement qui interdit des reconstitutions rapides après épuisement. Ainsi, dans le golfe de Gascogne, les stocks de dorade grise et de rouget ne se sont pas encore reconstitués après leur forte réduction par une pêche dirigée intensive. De plus, comme l'indique l'exemple de la Bretagne-sud, on constate que les stocks support sont à l'origine des principaux conflits (merlu, bar, tourteau, ...). L'arbitrage de ces conflits nés de la compétition de différentes flottilles devra tenir compte de l'exploitation de la même espèce par différents métiers en concurrence.

En revanche, il convient de réserver les stocks d'espèces de type "r" pour une activité complémentaire et, dans ce cadre, d'éviter l'augmentation de la capacité, et donc de la spécialisation, des navires dont les bénéfices ne proviennent que de l'exploitation opportuniste de ce type d'espèces. On se rend compte, de la richesse d'une telle stratégie pour l'élaboration de schémas régulateurs pratiques, susceptibles d'améliorer les conditions d'exploitation d'un secteur de pêche donné. On conçoit aisément que, dans ce contexte, les procédures d'évaluation à mettre en oeuvre, et les mesures de gestion qui en découlent, seront de nature différente selon les catégories d'espèces et de navires auxquels elles se réfèrent ; elles devront rester spécifiques de chaque pêcherie dans un contexte régional donné.

Cette nouvelle conception a d'importantes conséquences sur la nature des données nécessaires et sur l'organisation de leur collecte. Le but à atteindre est le suivi simplifié de l'évolution d'une pêcherie. Bien que l'analyse fine de son contenu reste à faire, quatre niveaux d'investigations sont identifiables :

- collecte périodique et exhaustive des caractéristiques techniques de la flottille et de ses activités, pour une évaluation d'ensemble ;
- suivi régulier d'indicateurs, tels que le niveau et la taille moyenne des captures pour les espèces support, la rentabilité des entreprises, les rémunérations, le montant des investissements ou des aides consenties, le niveau de formation ou l'âge des équipages ;
- voire, dans certains cas, une approche analytique particulière qui peut se justifier lors de l'apparition d'un conflit pour l'exploitation d'un stock majeur ;
- l'identification de problèmes de recherche dominants : interactions techniques, variabilité naturelle de stocks dominants, analyses bioéconomiques, mobilité

différentielle entrée-sortie de la main-d'oeuvre et du capital, facteurs et contraintes d'adaptation des flottilles, etc.

L'analyse périodique des pêcheries côtières dans un secteur donné et le suivi simplifié des tendances lourdes de l'exploitation d'une pêcherie doivent servir de support à l'élaboration de politiques à long terme, dont la mise en oeuvre est seule capable de réduire le caractère variable et incertain des activités de pêche, qui reste la principale difficulté du monde artisan (cf § 4.2). Il devrait permettre, par ailleurs, la conception et la formulation de mesures de gestion mieux acceptées par la profession, car répondant plus directement à ses préoccupations et susceptibles de réduire les conflits d'intérêt et les problèmes conjoncturels créés par leur mauvais état actuel (Catanzano *et al.* 1988). Son caractère simplifié laisse même augurer de son éventuel transfert vers une structure intermédiaire, chargée de la collecte d'une information adaptée et de l'application d'une réglementation adoptée de concert avec l'autorité chargée de l'aménagement (chapitre 22). En revanche, il ne permet pas l'ajustement annuel des capacités de capture aux fluctuations d'abondance de la ressource. Cet ajustement n'est possible que par des mesures ponctuelles et conjoncturelles, qui seront respectées si elles associent directement les instances professionnelles à leur élaboration.

4. Dynamique des pêcheries côtières

4.1. Evolution des flottilles

Après la structuration présentée précédemment, il reste à voir s'il peut se dégager de cette exubérance d'informations, une dynamique caractéristique des pêcheries composites, à choisir par exemple entre :

- une mobilité allant jusqu'à la versatilité, un opportunisme extrême, voire même une incohérence apparente ;

- un équilibre entre arguments de mobilisation (innovations, régime de pleine exploitation des ressources, performances économiques, ...), de stabilisation (viabilité sociale, traditions, absence d'alternatives), ou de réduction des interactions et des conflits en réponse aux fluctuations ;

- le progrès d'une démarche collective.

En rappel à propos des armements hauturiers de type industriel, on avait pu définir une logique assez simple reposant sur le principe de libre fréquentation de zones de pêche et d'une exploitation maximale d'une ressource librement accessible. Il s'agissait d'un objectif fort, recherché même au prix de pertes (subventions). Cependant les perspectives d'une telle stratégie résistent mal aux modifications du contexte réglementaire international, à la raréfaction des ressources, et aux critères de rentabilisation des activités. Pour les pêcheries artisanales, sans chercher à choisir délibérément entre les différentes dynamiques possibles, l'observateur peut constater un certain nombre de caractéristiques communes :

- caractère particulièrement *dense* du monde professionnel, résultat d'une longue évolution dans l'exploitation devenue intensive d'écosystèmes aquatiques ; cette densité s'exprime par le nombre des intervenants, l'homogénéité de leurs pratiques aboutissant à des comportements de groupes contrastés, participant à la réputation locale des différentes flottilles ;

- bien que modifié par les innovations techniques, le fondement des *équilibres traditionnels*, de nature sociologique et économique, persiste et doit être considéré comme riche d'enseignement en matière de gestion ;

- *la flexibilité*, au sens de faculté à saisir des opportunités et à s'accommoder aux circonstances ; c'est-à-dire, en termes de pêche, à pouvoir évoluer vite selon les incitations externes favorables ou défavorables (fluctuations d'abondance, coûts d'énergie, d'argent, régimes d'aides, marchés, innovations, mesures réglementaires, ...) ;

- *la polyvalence*, qualité qui s'applique surtout à l'outil de travail et qui traduit sa capacité à remplir plusieurs fonctions ou à mener plusieurs activités, soit en séquence, soit simultanément, comme c'est souvent le cas pour les petites unités ;

- *l'opportunisme*, attitude du pêcheur qui l'amène à modifier sa conduite selon les circonstances et à en tirer parti, en sachant subordonner ses motivations stratégiques aux conjonctures.

La polyvalence et la flexibilité sont des caractéristiques qui touchent plus particulièrement l'outil de travail et qui paraissent d'autant plus poussées que les unités sont petites. Il est courant, par exemple, de voir des unités de petite pêche non pontées pratiquer simultanément 3 ou 4 métiers, compensant ainsi saisonnièrement une forte dépendance vis-à-vis des conditions météorologiques. Les plus grandes unités disposent aussi d'une polyvalence grâce aux enrouleurs de chaluts par exemple, qui permettent d'utiliser alternativement plusieurs types d'engins durant la même journée ou la même marée.

On a vu que ces particularités pouvaient constituer de véritables avantages du système, mais on peut aussi émettre l'idée qu'il peut s'agir d'autant de réponses à des contraintes incontournables. A titre d'illustration, on peut citer certaines d'entre elles, bien connues et caractéristiques de la plupart des artisans. Leurs effets se feront longtemps sentir, même si elles peuvent beaucoup varier en intensité selon la taille des unités :

- une *dépendance* plus ou moins forte vis-à-vis des conditions météorologiques, qui découle de la faiblesse de leur rayon d'action ou d'autonomie, et du délai de conservation des captures, les plus petites unités de "petite pêche" voyant leur prévision d'activité réduite à la journée ;

- une *forte compétition territoriale* entre flottilles et/ou communautés, celles-ci étant souvent inféodées à des zones de pêche se chevauchant entre elles tout au long du littoral ;

- une *incertitude*, pour les petites unités, vis-à-vis du passage aléatoire de certaines ressources rémunératrices importantes dans leur calendrier de pêche (seiche, araignée, pélagiques, ...) ;

- une *qualification* formelle des patrons qui limite administrativement le rayon d'action et, donc, la pleine utilisation de leurs navires ;

- un *mode d'aménagement* qui, s'il prévoit une consultation de la profession avant la mise en oeuvre de mesures, les associe en règle générale encore peu à l'analyse de leurs intérêts et, par suite, à la détermination de leur avenir.

Ces contraintes devraient être prises en compte dans l'élaboration des propositions d'aménagement de la zone littorale et des pêcheries composites, la pêche artisanale apparaissant comme assez homogène par ses atouts, mais hétérogène quant à ses modes de réponse aux contraintes.

4.2. Attitudes professionnelles

Les pêches artisanales se caractérisent par la recherche d'un équilibre économique basé sur l'exploitation collective des diverses espèces commerciales disponibles au sein d'espaces maritimes traditionnellement fréquentées par les mêmes communautés de pêcheurs. La rentabilité d'une unité n'est donc pas liée à celle d'un métier particulier, ni à l'état d'un stock spécifique.

Leur comportement d'"opportuniste" apparent ne résulte pas seulement d'une réponse spécifique à un contexte économique devenu récemment plus difficile. Il correspond à une attitude de pêcheurs contraints d'assurer, dans un système de compétition ouverte, le maintien de la part qui leur revenait jusqu'alors, par l'accroissement de leurs moyens de production. Par la réduction de la ressource qu'elle entraîne, cette compétition accroît encore l'incertitude qui pèse sur l'avenir de leur revenu et sur lequel ils n'ont individuellement pas de prise. Attribuer à l'individualisme et à l'opportunisme la résistance que suscitent certaines démarches d'aménagement est une explication qui convient mal à une profession issue de communautés marquées, comme les autres cultures rurales, par des comportements et des codes collectifs privilégiant l'intégration et la compensation des échanges économiques sur le long terme. En réduisant notamment les aléas qui rendent difficilement viable une exploitation strictement individuelle, l'appartenance au groupe peut conditionner la participation à l'exploitation de ressources collectives.

Exception riche d'enseignement, le système japonais d'aménagement des pêches littorales, qui a perpétué, en l'officialisant, la logique des pratiques coutumières, constitue un exemple d'un intérêt direct pour l'amélioration des méthodes d'aménagement des pêcheries côtières (Asada *et al.* 1983, Ruddle and Akimichi 1984, Ruddle 1987). En décentralisant et en confiant à des coopératives de pêcheurs, auxquelles sont reconnus des droits territoriaux de quasi-propriété sur les ressources littorales, une responsabilité directe dans la fonction d'aménagement, tout en assurant l'harmonisation entre coopératives et une supervision d'ensemble, l'administration a rendu l'aménagement plus efficace et, plus encore, simplifié sa tâche en même temps que celle de la recherche. Lorsqu'il s'agit de concevoir et de mettre en oeuvre des systèmes fonctionnels d'aménagement des pêcheries littorales, il faut garder à l'esprit que, même si localement les codes coutumiers tombent progressivement en désuétude, les traditions de comportement collectif restent fortes ou, tout au moins, ne sont pas culturellement étrangères à l'organisation des communautés littorales de pêcheurs (Arzel 1984). Ainsi les critiques parfois exprimées à l'encontre d'une prétendue réticence des pêcheurs à appliquer les réglementations résistent mal à l'analyse des systèmes traditionnels. En revanche, l'origine de la mauvaise application des mesures qui caractérise aujourd'hui l'aménagement de nombreuses pêcheries est à rechercher dans le contexte de compétition ouverte qui a prévalu lors de la mise en valeur des ressources lointaines, dans l'insuffisance des dispositions institutionnelles et légales actuelles nécessaires à l'allocation des droits d'usage, ainsi que dans la faible participation de la profession à l'aménagement (chapitre 22). Pour se cantonner à des exemples pris dans les pêches françaises (pêcherie de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc - Meuriot et Foucher 1988, chapitre 9), pêche au chalut dans le golfe du Lion (Meuriot et Dremière 1987), perthuis charentais, ...), les initiatives prises par la profession viennent à l'appui de cette assertion, comme le fait que les structures locales de régulation de la pêche aient plus longtemps survécu dans des régions, comme la Méditerranée (prud'homies, "confraderias"), où le développement des pêches internationales est resté marginal (chapitre 1).

Dans les conditions où l'aménagement est couramment pratiqué aujourd'hui, il est difficile d'attendre que le pêcheur s'impose des restrictions, nécessairement coûteuses pour lui dans l'immédiat, tant que des gages adéquats ne lui seront pas donnés que d'autres ne viendront pas ponctionner les bénéfices qu'il peut escompter d'une attitude responsable. L'exemple de pêcheries traditionnelles de saumon montre que "la possession d'un droit officiel de pêche permet aux occupants d'économiser à la fois leur propre capital, de la main-d'oeuvre et la ressource publique. Lorsque la pêche s'effectue... sous l'incitation à l'excès qui apparaît avec la compétition chicanière et la seule perspective du gain immédiat, il devient extrêmement difficile de contenir les opérations de pêche dans des limites raisonnables. Alors que, là où les occupants peuvent compter sur des droits d'usage permanents et tirer profit, année après année, de leur propre modération la saison précédente, (l'administration) rencontre très peu de difficultés à contrôler la pêche" (Canadian Sessional Papers 1874, cité par Mackenzie 1983).

Ce constat illustre aussi l'observation faite par Garcia (chapitre 19) sur l'origine de l'échec de certains plans de développement ou d'aménagement des pêches, attribué parfois à tort par leurs promoteurs à un comportement supposé irrationnel ou à une mauvaise appréciation du problème posé par leurs destinataires.

5. Aménagement des pêcheries côtières

Il reste à présenter pour conclure, les implications sur le système "pêche" des concepts évoqués précédemment. Comme l'indique Troadec (1982), il est clair désormais que la cause première de la mauvaise utilisation actuelle des écosystèmes naturels et de leur dégradation est d'origine politique. On peut, en effet, considérer la répétitivité des conflits apparus récemment comme l'expression de l'insuffisance d'un système qui ne permet pas à la profession et à l'administration d'atteindre des équilibres cohérents. La pleine exploitation, l'état précaire des pêches et l'intensification des conflits devraient contribuer à une évolution du système de régulation, par l'adoption de dispositions légales et institutionnelles mieux adaptées au problème posé. Le nouveau Droit de la mer confère aux administrations nationales une responsabilité particulière en la matière.

D'après Meuriot (1985), à l'instar de celles de la plupart des autres administrations nationales, la conception française des pêches maritimes est héritée d'une politique dans laquelle la participation aux pêches hauturières était privilégiée. Dans cette perspective, l'apport de capital et de technologie se justifiait tant que les

ressources n'étaient pas pleinement exploitées (chapitre 1). Du fait de la liberté d'accès et de la dynamique de compétition pour la ressource et de surinvestissement qu'elle stimule, cette politique s'est également étendue aux unités de taille plus réduite (artisans hauturiers du golfe de Gascogne, par exemple). C'est dans ce contexte qu'il faut analyser les interventions de l'Etat.

5.1. Les interventions de l'Etat

5.1.1. L'aide au renouvellement des flottilles

Dans l'attribution de subventions à la construction de nouvelles unités, les pratiques courantes contribuent surtout à la diminution des coûts d'investissement de tous les navires dont il est possible de soutenir l'acquisition dans l'enveloppe du budget disponible. Les subventions sont alors assimilables à une aide aux entreprises en difficulté, car elles permettent le renouvellement à moindre coût de navires qui ne pourraient l'être sans aide extérieure. De plus, le manque de sélectivité dans leur attribution favorise le surinvestissement et la surcapacité de pêche, car les entreprises les plus performantes réinvestissent les bénéfices de leur exploitation, mais profitent également du soutien financier de l'Etat. A tonnage égal, les nouvelles unités sont le plus souvent capables de développer un effort de pêche nettement supérieur aux anciennes. L'intensité du capital ne cesse alors de croître, d'autant que la dissymétrie souvent reconnue dans la pêche entre une entrée plus facile et une sortie plus difficile de la main-d'oeuvre et du capital joue en faveur du maintien des surinvestissements.

5.1.2. La réglementation

Le chapitre 1 analyse les raisons qui ont entraîné la désagrégation des systèmes coutumiers de la pêche, et celles à l'origine de l'inadaptation et du caractère artificiellement complexe des systèmes actuels. Le constat de leur non-application est devenu une évidence aux yeux de tous les observateurs. Bien qu'à notre connaissance, son analyse globale n'ait jamais été réalisée, il ressort du commerce habituel de la législation un sentiment d'insatisfaction. Elle ressemble à un "patchwork" de mesures, prises en réponse à des problèmes ponctuels, avec comme souci premier le maintien de la paix sociale, même lorsque des critères biologiques, qu'il s'agisse de mythes comme la protection des femelles, voire d'une bienveillance sans justification objective envers des pêches dites douces, sont mis en avant. L'objectif de paix sociale contribue, en fait, à maintenir un laxisme dans l'application des réglementations tant il est nécessaire de ne

léser aucune composante, cette attitude favorisant en retour le non respect quasi-généralisé de la réglementation.

Ce non-respect résulte d'une insuffisance dans la définition de droits d'accès à la ressource. Aussi longtemps que l'accès restera libre, il ne peut que favoriser une compétition entre les différents intervenants, tant le pêcheur artisan est conscient que ce qu'il ne capture pas aujourd'hui sera capturé par un autre demain.

5.2. Vers une gestion concertée

La remise en cause du principe de liberté d'accès aux ressources halieutiques constitue aujourd'hui un axe privilégié dans la réflexion sur l'aménagement des pêches côtières. En France, lors de réunions des instances professionnelles (comités locaux ou interprofessionnels), l'émergence d'une prise de conscience de l'intérêt d'une auto-régulation au sein des groupes est perceptible. Mais celle-ci est battue en brèche dans le quotidien par le fait que les groupes ne sont pas explicitement circonscrits, et que des droits exclusifs d'usage ne sont pas formellement admis.

Dans cette voie de réflexion, il faut tout d'abord redéfinir le rôle des divers intervenants. L'Etat a une grande responsabilité dans l'élaboration des politiques à long terme, dont dépend la réduction du caractère incertain qui caractérise l'univers actuel de la pêche. L'élaboration de Plans d'Orientation Pluriannuels (P.O.P.), dont la Commission des Communautés Européennes a pris l'initiative, constitue une première ébauche de planification à moyen terme des activités de pêche. Ils visent à ajuster les capacités de capture à la productivité des ressources. Ils impliquent la définition de relations spécifiques entre ensembles de flottilles et ensembles de ressources.

En revanche, l'ajustement annuel des captures aux variations conjoncturelles du contexte de l'exploitation pourrait être confié à des structures locales dotées de pouvoirs réels au sein desquelles la puissance publique pourrait s'appuyer sur la profession. On retrouve ici les conclusions présentées lors de l'analyse des attitudes professionnelles ou lors de l'élaboration d'un système de suivi des pêcheries. L'analyse de telles structures ne sera pas abordée dans ce chapitre ; on se contentera de signaler la nécessité pour ces structures, de pouvoir appréhender effectivement les questions d'aménagement :

- au niveau local ;
- au niveau régional, où se prennent en partie les décisions d'investissement ;

- au niveau d'une unité biologique, englobant un ensemble de stocks exploitables séparément ;
- au niveau international, enfin, lorsque plusieurs pays participent à l'exploitation d'une même entité biologique (chapitre 22).

Il est indéniable qu'on puisse attendre d'une participation accrue des professionnels aux prises de décisions (chapitre 15) l'émergence d'un comportement de groupe favorisant les initiatives concertées dans des domaines divers comme le partage de l'information sur l'abondance et la disponibilité de la ressource (cahiers de pêche) ou du savoir-faire (apprentissage), ou l'élaboration d'accords tacites ou explicites sur des régimes d'exploitation, comme ce fut le cas pour la coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (France).

La responsabilisation des professionnels devrait faciliter l'application des réglementations (chapitre 14), dont le respect améliorerait grandement les conditions d'exploitation des principales pêcheries. Cette participation active de la profession serait susceptible de favoriser la résorption d'activités de pêches non professionnelles, souvent dites "noires", et pourrait provoquer l'adhésion de la majorité des intervenants à la déclaration de statistiques fiables, base de toute réflexion. Enfin, on peut penser que les messages issus d'une analyse structurelle des pêcheries, dont l'opportunité a été évoquée précédemment, puissent trouver là un terrain favorable. Dans le cas des pêcheries séquentielles, on peut évoquer une prise de conscience du caractère néfaste des captures sur nourriceries, ou de l'impact des prises de navires utilisant des maillages non réglementaires sur les prises des navires capturant des individus de plus grande taille. L'augmentation de la part prise par la profession dans l'élaboration des décisions paraît une condition nécessaire au progrès de l'aménagement des pêches côtières. Elle ne constitue cependant pas la panacée. Ces progrès supposent également la définition et l'application de mesures permettant d'atteindre les objectifs fixés lors de l'élaboration des politiques à long terme.

Rappelons que le problème majeur à résoudre reste l'acquisition d'une capacité réelle à moduler l'effort de pêche. Si l'on reprend la classification des espèces selon leur stratégie démographique, la flottille doit être suffisante pour profiter pleinement d'opportunités d'exploitation offertes par les espèces de type "-r", mais suffisamment limitée pour éviter tout risque de surexploitation de celles de type "K". Les procédures de régulation par licences de pêche transférables semblent constituer dans ce cadre une voie prometteuse. Quelques tentatives en ce sens sont actuellement en cours en France. Elles émanent le plus souvent d'Organisations de Producteurs (O.P.), ce qui confirme le rôle que pourraient jouer les structures professionnelles dans la régulation de l'exploitation. Nous n'aborderons pas ici les problèmes inhérents à l'attribution de licences de pêche, et notamment l'ensemble des complexités que soulève leur application (définition des mécanismes de première allocation, d'échange ou de retrait).

Nous nous bornerons à indiquer que le recours à des mécanismes de marché peut faciliter les décisions d'allocation et réduire la dissymétrie marquée entre entrée et sortie qui caractérise les pêches artisanales (chapitre 15).

6. Conclusion

Cette analyse montre que le progrès dans la gestion des ressources halieutiques littorales passe par une reconsidération des rôles de chacun des intervenants, qu'il s'agisse de la recherche, de la profession, ou de l'administration. La multiplication des conflits résultant de la compétition ouverte pour l'exploitation des ressources devenues insuffisantes pour satisfaire la totalité de la demande devrait être un facteur favorable à cette évolution. Sans reprendre l'ensemble des déductions qui ont été avancées, rappelons que seule la définition de politiques globales, par entités préalablement circonscrites, sur la base d'une typologie des ressources et des flottilles, est susceptible d'améliorer, par la réduction de l'incertitude, les termes de l'exploitation. A l'intérieur de chaque entité, la capacité à réguler les investissements devrait faciliter l'ajustement de l'effort de pêche à la productivité de la ressource, comme aux fluctuations de l'environnement naturel et économique des pêcheries, et l'application des réglementations. La participation directe de la profession à l'aménagement est une seconde condition de ce progrès.

Il faut souligner l'intérêt d'une approche intégrée dans l'analyse et l'aménagement des pêches côtières, telle qu'elle a été présentée. Elle procure en effet une vision globale des pêcheries nécessaire à la définition de politiques d'ensemble, reposant sur des choix à long terme et des décisions de gestion à court terme, échelles de temps qui ont longtemps été confondues. L'éclectisme des sujets ou des disciplines abordés lors de telles analyses tend, par ailleurs, à compenser la parcellisation obligée des méthodes analytiques, même si les modèles plurispécifiques/plurimétiers deviennent de plus en plus opérationnels, surtout si la qualité des statistiques concernant les navires artisans s'améliore.

La présente analyse de ces pêcheries côtières, essentiellement composites, a eu pour ambition de montrer que l'utilisation exclusive des techniques classiques de suivi des ressources gagnerait à être intégrée dans une approche qui prenne en compte les nombreux et puissants facteurs d'évolution des pêcheries, tels les caractéristiques et les activités des flottilles, les hommes et l'emploi, la variabilité des marchés, les coûts d'exploitation et les régimes d'aide, ..., qui n'ont parfois eux-mêmes que peu de relations avec l'état de la ressource. Cette analyse a tendu aussi à démontrer que, malgré la

multiplication apparente des données nécessaires et des tâches et compétences attendues des scientifiques, ces méthodes intégrées pouvaient :

- générer des économies de collecte de l'information, par l'intervention d'instances autres que scientifiques, et une distinction entre un aménagement stratégique et un suivi opérationnel simplifié ;
- permettre aux décideurs de mieux appréhender les problèmes d'exploitation, tels qu'ils sont vécus par les professionnels, l'état de la ressource n'étant qu'un élément du diagnostic ;
- permettre aux scientifiques de mieux focaliser leurs travaux sur l'évaluation des espèces et des questions d'intérêt stratégiques ;
- déléguer certaines responsabilités de gestion courante des pêcheries.

Même si l'on ne dispose actuellement que d'expériences limitées, il est probable que, dans les années à venir, cette démarche intégrée sera reconnue comme riche d'enseignements et utile pour les autres types de pêche, y compris pour les pêcheries industrielles dont l'aménagement devient toujours plus complexe et ne pourra, à terme, plus se baser seulement sur des projections biologiques.

REFERENCES

- Arzel, P., 1984 - 'Etude sur l'aménagement traditionnel de l'exploitation des algues dans le Léon.' *FAO, Doc. Techn. Pêches*, 249: 62 p.
- Asada, Y., Y. Hirazawa et Y. Nagasaki, 1983 - 'L'aménagement des pêches au Japon'. *FAO, Doc. Tech. Pêches*, 328:35 p.
- Bailey, C., 1982 - 'Small-scale Fisheries in San Miguel Bay , Phillipines : Occupational and Geographic Mobility'. *ICLARM Techn. Rep.*, 10: 57 p.
- Bertignac, M., 1987 - 'L'exploitation du bar (*Dicentrarchus labrax*) dans le Mor Braz (Bretagne-sud)'. ENSAR, *Publications du Département d'Halieutique*, 7: 135 p.
- Caddy, J.F., G.D. Sharp. (ed.), 1986 - 'An ecological framework for marine fishery investigations.' *FAO Fish. Tech. Pap.*, 283: 152 p.
- Catanzano, J., B. Gilly, F. Lantz et M.-H. Durand, 1988 - 'Analyse des résultats et des comportements économiques des entreprises de pêche artisanale'. IFREMER, Doc. DRV/SDA 88 015, 30 p. + annexes.

- CEE, 1987 - 'Assessment of technical interactions in mixed fisheries'. Report of a Workshop held at Nantes (France) under the auspices of EEC, DG XIV : 75 p.
- CEE/IFREMER, 1986 - 'Etude d'une gestion optimale des pêcheries de langoustines ou de poissons démersaux en Mer Celtique'. Rapp. CEE/IFREMER, 3ème phase : 150 p.
- Davis, A., 1984 - 'Property rights and access management in the small boat fishery : a case study from South West New Scotia'. In C. Lamson and A. Hanson (eds) - 'Atlantic Fisheries and Coastal Communities : Fisheries decisions making case studies'. Dalhousie Ocean Studies Program. Dalhousie Univ., Canada : 133-164.
- Durand, J.-L., 1986 - 'La flottille et les engins de pêche dans le Mor Braz'. IFREMER, Doc. DRV/RH, 86 005: 50 p.
- , ---. et E. GONDEAUX, - 'Contribution à l'analyse d'une pêcherie de type artisanal : relations ressource/type d'exploitation. Le cas du Mor Braz'. *Aqua. Liv. Res.*, (à paraître).
- Farrugio, H. et G. Le Corre, 1987 - 'Etude pour une gestion optimale des pêcheries interactives dans le golfe du Lion'. IFREMER, Doc. DRV/RH, 87-15, 180 p.
- Hanson, A.J., L. Kasdan and C. Lamson, 1984 - 'Atlantic Coastal Communities : Problems and Prospects'. In C. Lamson and A. Hanson (eds) - 'Atlantic Fisheries and Coastal Communities : Fisheries decisions making case studies'. Dalhousie Ocean Studies Program, Dalhousie Univ., Canada : 235-249.
- Harding, G., 1968 - 'The tragedy of the commons.' *Science*, Wash. 162: 1242-1248.
- Laurec, A et L. Santarelli, 1987 - 'Analyse rectifiée des pseudo-cohortes'. IFREMER, Rapp. à diffusion restreinte, 19 p.
- Mackenzie, W.C., 1983 - 'Introduction to the economics of fisheries management'. *FAO Fish. Tech. Rep.* , 226: 31 p.
- Meuriot, E., 1985 - 'La flotte de pêche française de 1945 à 1983. Politiques et réalités'. IFREMER, *Ressources de la Mer*, 182 p.
- , -, 1987 - 'Les modèles bioéconomiques d'exploitation des pêcheries. Démarches et enseignements'. IFREMER, *Rapp. écon. jur.*, 104 p.
- , -, et P.-Y. Dremière, 1987 - 'Les systèmes de licence de pêche : le cas de la Méditerranée française'. IFREMER, *Rapp. écon. jur.*, 104 p.
- , -, et E. Foucher, 1988 - 'Licences de pêche et gestion d'une pêcherie : analyse bioéconomique de la pêcherie de coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc. 1ère partie : Analyse économique du système de licences de pêche de la coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc'. IFREMER (non publié).
- Oakerson, R.J., 1986 - 'A model for the analysis of common property problems'. In Proceeding of the Conference on Common Property Resources Management. Board of Science and Technology for International Development. Office of International Affairs. National Research Council, Washington DC. National Academy Press : 13-29.
- Panayotou, T., 1983 - 'Concepts d'aménagement applicables à la petite pêche. Considérations économiques et sociales'. *FAO Doc. Tech. Pêches*, 228: 61 p.

- Rass, T.S. et F. Carré, 1980 - 'Les pêches maritimes : complexe biogéographique de production et provinces halieutiques'. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 44, 2: 89-117.
- Mollet, N. (ed.), 1986 - 'Fisheries Access Control Worldwide'. Proceedings of the Workshop on Management Options for the North Pacific Longline Fisheries, Orcas Islands, Washington. Alaska Sea Grant Report, Univ. Alaska, 86, 4.
- Ruddle, K., 1987 - 'Administration and conflict management in Japanese coastal fisheries'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 273: 93 p.
- , -, and T. Akimichi (eds.), 1984 - 'Maritime Institutions in the Western Pacific'. Suita, Osaka : National Seminar of Ethnology.
- Smith, I.R., 1979 - 'A research framework for traditional fisheries'. *ICLARM News.*, 3, 3: 3-4.
- Thomson, D., 1980 - 'Conflict with the fishery industry'. *ICLARM News.*, 3, 3:3-4.
- Troadec, J-P., 1982 - 'Introduction à l'aménagement des pêcheries. Intérêt, difficultés et principales méthodes'. *FAO Doc. Tech. Pêches*, 224 : 64 p.
- , ----, 1983 - 'Practices and prospects for fisheries developments and management : The case of North West African Fisheries'. In Rothchild, B.J.(ed.) - 'Global fisheries : perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New York : 97-122.
- , ----, 1988 - 'The mutation of the world fisheries : its effects on management priorities and practices. In Miles, E. L. (ed.) - 'The management of world fisheries ; implications of extended coastal state jurisdiction'. Seattle and London, Univ. Washington Press (in press).
- UNIDO, 1986 - 'Industrial development strategies for fisheries systems in developing countries'. Studies and Research Division, 1.

18 - LES CONDITIONS DU DEVELOPPEMENT DE LA PECHE DANS LES PAYS DU TIERS MONDE

Theodore Panayotou

"En résumé, les performances globales de l'histoire du développement des pêches au cours des 20 dernières années n'ont pas été bonnes".

World Bank, 1986. Final Report of the Fishery Development Donor Consultation.

"L'aménagement des pêches comprend l'aménagement de leur développement".

W.C. Mackenzie, 1983. An introduction to the economics of fisheries management.

Originaire de Chypre, T. Panayotou est économiste des ressources naturelles et des politiques de développement agricole. Pendant dix ans, il a travaillé en Asie du Sud-Est, où il s'est consacré à l'enseignement, la recherche et l'analyse des politiques, principalement dans le secteur des pêches. Ses principaux travaux portent sur l'aménagement des pêches, notamment les analyses socio-économiques et les politiques de développement et d'aménagement des pêcheries artisanales dans les pays du Tiers Monde. Il a publié plusieurs études et dirigé plusieurs ouvrages dans ce domaine. Il a acquis sa formation d'économiste dans les Universités d'Athènes (Grèce), d'York à Toronto et de Colombie britannique à Vancouver (Canada), où il a obtenu un Doctorat. Chercheur associé à l'Institut Harvard pour le développement international, il enseigne à l'Université Harvard (E.U.) et conduit des recherches et des projets dans le domaine de l'économie et des politiques d'exploitation des ressources naturelles.

1. Introduction

Le progrès économique des pays du Tiers Monde dépend de leur capacité à développer un secteur industriel viable. Ils doivent pour cela y investir les plus-values produites par les secteurs primaires de leur économie : agriculture, forêts, pêches. Ceux-ci doivent donc continuer de croître en valeur absolue, même si la part de leur contribution au produit national brut (PNB) est destinée à décliner.

Dans la plupart des pays du Tiers Monde, la pêche vient, après l'agriculture, au second rang des secteurs primaires. Parmi les exceptions figurent les principaux pays exportateurs de pétrole, de minerais et de bois, et les pays enclavés comme la Bolivie, le Laos ou la Zambie. Dans quelques pays, comme certains états insulaires du Pacifique, ou des pays particulièrement riches en ressources halieutiques, comme certains pays de l'Afrique nord-occidentale, le secteur de la pêche vient en tête des secteurs primaires pour la production de devises. Le secteur halieutique a contribué de façon significative au développement économique de pays comme le Pérou ou la Thaïlande, tandis que d'autres attendent de lui une contribution soutenue pour les années à venir.

Il est donc important d'apprécier dans quelle mesure la pêche, avec ses particularités et dans son état actuel, peut être un facteur ou, mieux, une source de croissance pour les pays du Tiers Monde. Pour apprécier les perspectives du développement de la pêche et les conditions de son progrès dans ces pays, la question doit être envisagée sous plusieurs angles. En tant que secteur primaire, la pêche peut contribuer au développement général des pays, en produisant des plus-values, et particulièrement des devises, pour l'investissement, en dégagant des ressources financières et humaines pour les autres secteurs économiques, et en contribuant par ses effets induits au progrès des activités amont et aval. Comme dans les pays en développement, les pêches artisanales emploient un main-d'oeuvre abondante, leur progrès pourrait peut-être contribuer à réduire significativement le chômage. Dans plusieurs de ces pays, les pêcheurs artisans comptent parmi les groupes socio-professionnels les plus démunis. Le développement du secteur pourrait aussi permettre de combattre le déficit protéique qui affecte sérieusement différentes populations humaines dans la ceinture intertropicale, et réduire le déficit mondial des produits de la mer.

Ce chapitre se propose d'aborder ces questions en considérant successivement :

- les perspectives de développement de la pêche dans les pays du Tiers Monde,
- l'identification et l'analyse des contraintes de ce développement,

- de façon critique, les stratégies classiquement utilisées pour le promouvoir,
- les autres stratégies, mieux adaptées aux conditions régnant dans les pays en développement,
- les analyses économiques, sociales et institutionnelles susceptibles de contribuer à la formulation de politiques de développement plus efficaces, parce que mieux adaptées.

2. Les possibilités de développement

On admet classiquement que le développement d'un secteur économique résulte de l'injection de capital et/ou de main-d'oeuvre, ainsi que de l'adoption de nouvelles techniques, et qu'il se traduit par une expansion des capacités de production et un accroissement durable des biens ou des services. Ainsi, le développement du secteur agricole est couramment obtenu par l'introduction de variétés à haut rendement, l'emploi accru d'engrais, la mécanisation ou la mise en culture de nouveaux espaces gagnés, par exemple, sur la forêt. Si l'on raisonne par analogie, le développement de la pêche dépendrait de la construction de nouveaux bateaux et de l'introduction d'équipements plus efficaces dans les pêcheries existantes (intensification), ou de l'extension géographique des opérations de pêche et de la mise en exploitation de stocks vierges dans de nouveaux secteurs (extensification).

Partout dans le monde, les perspectives de croissance pondérale de la pêche offertes tant par l'intensification que par l'extensification sont réduites, la plupart des ressources disponibles étant déjà exploitées de façon intensive (chapitre 1). Dans la plupart des pêcheries, l'injection de capital ou de main-d'oeuvre supplémentaires ne ferait qu'accroître les problèmes déjà sérieux de surinvestissement et de suremploi, tandis que l'introduction de techniques plus efficaces, qu'il s'agisse de nouveaux engins de pêche, de nouveaux sondeurs ou d'appareils de détection du poisson, ne ferait qu'accroître davantage la surpêche et le risque d'effondrement de stocks d'importance commerciale majeure. Il existe bien certaines ressources inexploitées, comme le krill antarctique, mais ces stocks sont généralement hors de portée des flottilles des pays en développement ; de plus, leur exploitation se heurte à des coûts rédhibitoires de capture, de transport et de traitement (chapitre 1). Des stocks de densité plus faible peuvent être disponibles, mais leur localisation et leur capture se traduisent par des coûts excessifs. Enfin, certains stocks peuvent rester sous-exploités par suite d'une demande nationale insuffisante et/ou de marchés à l'exportation peu porteurs. C'est le cas d'espèces qui, prises accessoirement dans les pêcheries tropicales, sont rejetées.

L'augmentation de la demande sous l'effet conjugué de la croissance démographique et des revenus, ainsi que de la pénurie des espèces classiques plus prisées, pourrait dans un avenir proche améliorer la rentabilité de leur utilisation. Les pays tropicaux disposent à cet égard de perspectives supérieures à celles des pays tempérés du fait de l'importance des espèces de petite taille, fréquemment rejetées dans leurs pêcheries plurispécifiques.

Les stocks qui restent sous-exploités du fait de tensions ou de conflits régionaux offrent des possibilités localisées de développement (Angola, Kampuchea, Vietnam, golfe Arabo-persique). La croissance de la pêche peut être handicapée par les revenus élevés tirés de l'exploitation du pétrole et d'autres ressources naturelles (Brunei, Indonésie, Mexique, Etats du Golfe, ...). Les taux de change surévalués et les très hauts revenus qu'ont connu, dans les années 70 et le début des années 80, les pays exportateurs de pétrole ont nui au progrès des secteurs non pétroliers. Ce phénomène est connu sous le nom de "mal hollandais". Mais l'apaisement des conflits en cours et la baisse du prix du pétrole devraient se révéler favorables au développement de la pêche dans ces pays.

Comme la pêche compte parmi les secteurs les plus consommateurs d'énergie, la baisse du prix du carburant peut aussi avoir des effets bénéfiques sur la pêche dans les pays importateurs de pétrole. Toutefois, là où les ressources sont déjà pleinement exploitées, la baisse du prix du carburant accroîtra le risque d'un nouvel accroissement de l'effort et d'une surpêche, si des mécanismes appropriés d'aménagement ne sont pas au préalable mis en place.

En réalité, ce sont la déclaration des zones économiques exclusives (ZEE) et l'extension des juridictions nationales sur les pêcheries mondiales qui ont créé les meilleures perspectives de progrès. Les Etats côtiers ont maintenant acquis une propriété reconnue sur des ressources auparavant exploitées par des flottilles de grande pêche. Les pays en développement qui ont le plus bénéficié du nouveau régime de l'océan sont ceux qui bordent les grands secteurs océaniques d'upwelling (Pacifique sud-est, Afrique nord- et sud-ouest, Somalie), les mers à large plateau continental (Atlantique sud-ouest, Asie du Sud-Est) et les Etats insulaires proches des zones océaniques de pêche thonière (océans Indien et Pacifique principalement). Cette extension des juridictions nationales s'est accompagnée de deux déséquilibres complémentaires. Les pays qui, comme la Chine - Formose, la Corée, Cuba, l'Espagne, le Japon, la Thaïlande ou l'URSS, armaient d'importantes flottilles de grande pêche, se sont retrouvés avec des capacités excédentaires et des déficits de production, tandis que des pays riverains comme l'Angola, l'Argentine, le Bangladesh, Burma, l'Indonésie, le Maroc, la Mauritanie, le Sénégal ou la Somalie acquéraient le contrôle de ressources hauturières à l'exploitation desquelles ils ne participaient auparavant que partiellement. Lorsque les Etats riverains ne disposent pas encore des capitaux, de la maîtrise des techniques nécessaires ou de marchés suffisants, les entreprises conjointes, l'octroi de

droits de pêche en échange du paiement de redevances ou d'autres avantages, et d'autres formes de coopération, ont permis à l'exploitation de ces ressources de continuer, tout en réorientant le flux de revenus et en facilitant le développement de la pêche dans les pays riverains (chapitre 20).

Mais si le nouveau régime de l'océan a en grande partie résolu au profit des pays riverains la question de la liberté d'accès telle qu'elle se posait au niveau international, il a laissé entier le problème et les conflits qui en résultent à l'intérieur des juridictions nationales. Parmi ceux-ci, l'antagonisme entre pêcheurs côtiers et pêcheurs hauturiers est le plus critique. Le nouveau régime a même exacerbé ces interactions dans des pays qui, comme la Thaïlande, armaient des flottilles de grande pêche. En perdant l'accès à leurs zones de pêche traditionnelles, celles-ci ont dû refluer dans la ZEE nationale et opérer auprès des flottilles côtières, au sein d'un secteur géographique et sur des ressources réduites.

Les interactions entre la pêche côtière, généralement artisanale, et la pêche hauturière, généralement industrielle, se manifestent par une compétition pour les mêmes ressources, pour l'espace, pour les marchés, comme pour les aides publiques (chapitre 17). Des pertes parfois considérables en capitaux et en équipements en résultent. Une restructuration du secteur visant à maîtriser ces conflits offrirait à la pêche aux petits métiers des possibilités d'expansion, et à la pêche hauturière des possibilités de rationalisation. Une démarcation explicite des fonds de pêche et l'allocation des ressources entre pêches côtières et hauturières réduiraient les coûts consécutifs à l'engorgement, à la destruction d'engins et à la pression de pêche excessive sur les juvéniles ou les stocks de reproducteurs en zones côtières, tout en favorisant l'expansion contrôlée des opérations dans les zones où elle se justifie.

Ainsi, le développement par l'aménagement paraît offrir de loin la meilleure option pour les années à venir. La plupart des pêcheries se caractérisent dans les pays du Tiers Monde, et particulièrement en zones côtières, par le surinvestissement, le suremploi et la surexploitation :

- les stocks, et dans bien des cas les captures, sont inférieurs à leurs niveaux et leur composition optimaux ;
- les bénéfices économiques sont inférieurs à leurs maxima potentiels ; ils sont souvent même négatifs ;
- les secteurs économiques extérieurs sont négativement affectés par le surinvestissement et le suremploi dans celui de la pêche.

Ainsi, des possibilités sans précédent s'offrent au secteur halieutique de contribuer au développement des autres secteurs et au progrès des économies nationales. Une réduction de l'effort de pêche réduirait les coûts de production, permettrait aux stocks de se reconstituer, augmenterait dans certains cas les prises totales et, dans tous les cas, la proportion d'espèces et des tailles de valeur marchande supérieure. L'augmentation de la valeur et la baisse du coût de production redresseraient fortement la valeur ajoutée : si, comme cela est possible, le coût de l'aménagement reste en deçà de cette valeur ajoutée, une plus-value pourrait être investie. En plus de cette plus-value, des excédents de capital et de main-d'oeuvre pourraient être transférés vers d'autres secteurs de l'économie où ils peuvent contribuer à la production (fig. 18.1a).

Le développement des pays du Tiers Monde est handicapé par un manque critique de capitaux. Dans la mesure où ils peuvent être utilisés de façon efficace dans d'autres secteurs, le transfert de capitaux hors du secteur halieutique peut être bénéfique aux économies nationales. La situation n'est pas aussi simple en ce qui concerne la main-d'oeuvre. Beaucoup de pays en développement disposent de surplus de main-d'oeuvre, qui apparaissent dans les niveaux élevés de chômage et de sous-emploi. Dégager dans ces conditions de la main-d'oeuvre peut n'avoir que peu d'effet sur les productions nationales. Le chômage pourrait s'en trouver accru et les salaires, qui souvent ne dépassent guère le seuil de pauvreté, seraient davantage déprimés.

Cependant, pour juger des effets sur l'emploi, de l'aménagement des pêches, d'autres éléments doivent être pris en compte. Quoique significatif, le secteur de la pêche occupe, dans la plupart des pays en développement, moins de 5% de la main-d'oeuvre nationale. Libérer un tiers de la main-d'oeuvre employée dans la pêche n'affecterait pas de manière perceptible les rémunérations dans le reste de l'économie. En second lieu, pour déterminer le niveau optimum d'emploi dans la pêche, il faut tenir compte du coût d'opportunité social réel de la main-d'oeuvre. Celui-ci n'est pas simplement égal au salaire moyen des emplois comparables dans les secteurs extérieurs à la pêche, mais à ce salaire réduit des coûts résultant du maintien ou du redéploiement de la main-d'oeuvre excédentaire, comme de la probabilité de trouver un emploi hors de la pêche ; ce coût varie en fonction du taux de chômage. Le niveau socialement optimum d'emploi dans la pêche sera d'autant plus élevé et, donc, le niveau convenable du transfert de main-d'oeuvre hors du secteur pêche d'autant plus bas, que le coût de maintien de l'emploi sera élevé et la probabilité de trouver un emploi hors de la pêche sera faible (fig. 18.1b).

Fréquemment, dans les pays en développement, les politiques halieutiques publiques privilégient l'investissement (par des aides sur les taux d'intérêt, des abattements d'impôts, ...), au détriment de l'emploi de la main-d'oeuvre, dans la mesure où celle-ci est simultanément pénalisée par les législations sur le salaire minimum et

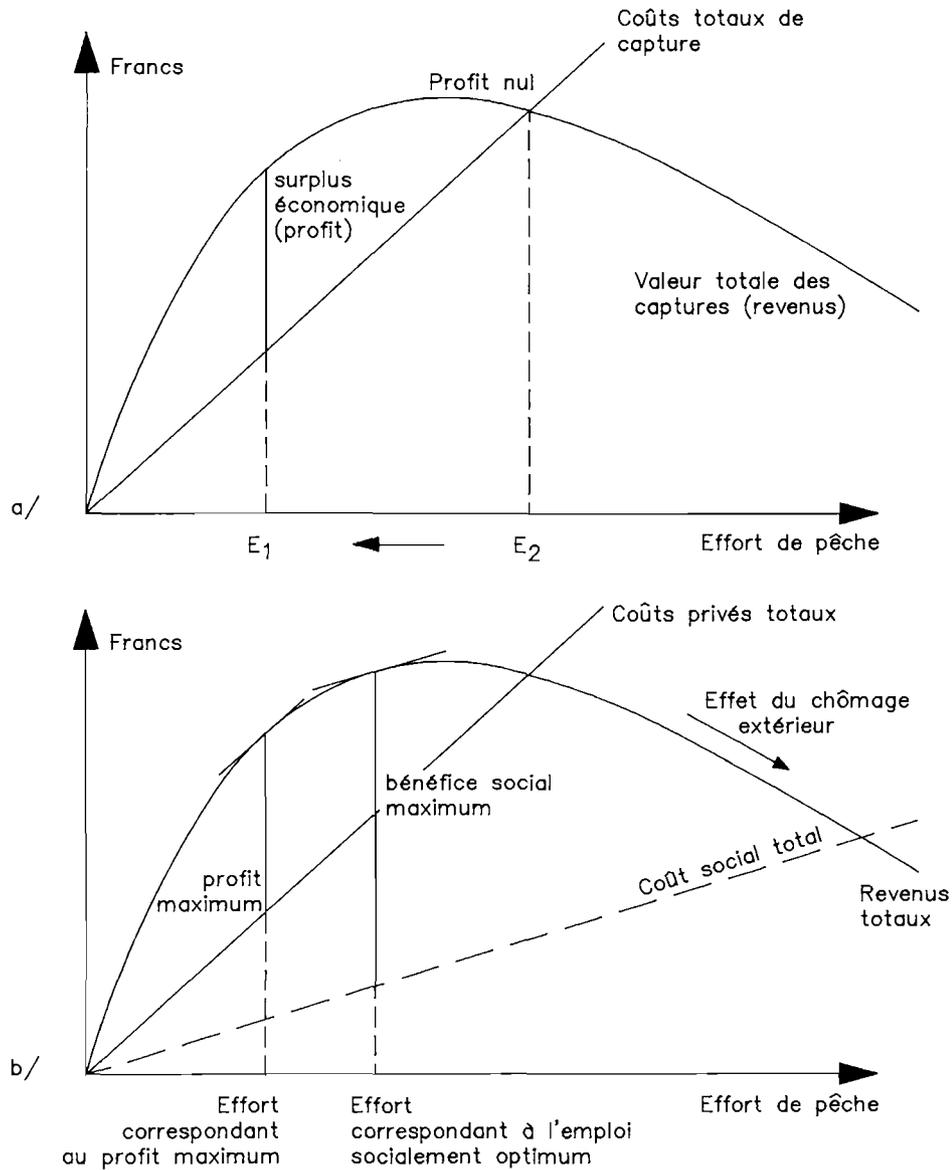


Figure 18.1 - a) Une pêcherie aménagée de façon optimale produit une plus-value économique ou profit ; aujourd'hui, dans la plupart des pêcheries, ce profit est dissipé ou même négatif ; la réalisation des profits potentiels passe par la réduction de l'effort.

b) le maintien d'un certain niveau d'emploi excédentaire se justifie par l'existence de chômage dans le reste de l'économie.

d'autres contraintes à l'embauche. Ainsi, la pêche comme les autres secteurs de l'économie consomment relativement plus de capital et utilisent moins de main-d'oeuvre que n'en justifie la rareté relative des facteurs de production. Si les politiques publiques étaient reformulées en même temps que les pêcheries étaient aménagées, des possibilités appréciables de substitution du capital par le travail seraient créées, dans la pêche comme dans le reste de l'économie.

Si, donc, les perspectives de croissance de la production pondérale de la pêche ne sont pas, dans la plupart des pays du Tiers Monde, spectaculaires, les possibilités d'accroissement des bénéfices économiques sont nombreuses, et les gains potentiels élevés. Leur réalisation passe par la régulation de l'effort de pêche, la résolution des conflits entre pêcheries côtières et hauturières, la création d'entreprises conjointes et la conclusion d'accords de coopération mutuellement bénéfiques entre pays riverains et pays armant à la grande pêche (Lawson 1984, Christy 1987, chapitre 20)).

3. Les contraintes au développement

Dans un monde statique, les possibilités de progrès qui ne se matérialisent pas résultent par définition de l'existence de contraintes. Ainsi, des possibilités de développement de la pêche par l'aménagement existent parce que le vide institutionnel qui caractérise la liberté d'accès a, par le passé, entraîné des surcapacités, lesquelles entraînent une perte substantielle de rentes économiques. Dans un monde dynamique (chapitre 13), des possibilités de développement ne se matérialisent pas, parce que l'économie ou le secteur de la pêche sont déséquilibrés du fait de variations dans les facteurs économiques ou biologiques. Avec le temps, l'équilibre peut se restaurer. Cependant, tout retard se traduit par un coût. Or, la capacité d'évolution du secteur peut être améliorée par la réduction de certaines rigidités structurelles, comme l'immobilité du capital et du travail.

Pour tirer parti des possibilités latentes de développement de la pêche et permettre au secteur halieutique de contribuer pleinement au développement économique, un certain nombre de contraintes endogènes et exogènes doivent être réduites ou aménagées (chapitre 13). Les contraintes endogènes sont intrinsèques au secteur : limites de production de la ressource, liberté d'accès à la pêcherie, insuffisance de la demande nationale ou du marché mondial pour certains produits, etc. Les contraintes exogènes proviennent de secteurs ou d'activités qui, bien que n'ayant pas de liens directs avec la pêche, ont des effets marqués sur ce dernier, même s'ils ne sont pas voulus :

- pollutions d'origine marine ou terrestre : agriculture, industrie, exploitations minières offshore, transport maritime, ... (chapitres 12 et 19) ;
- effets intersectoriels, comme ceux résultant des variations du chômage dans les autres secteurs ;
- politiques macro-économiques et sectorielles qui modifient l'environnement dans lequel opère le secteur de la pêche.

3.1. Les limites naturelles de la ressource.

Comme les autres ressources renouvelables, telles les terres agricoles, les pâturages ou les forêts, les stocks halieutiques présentent la propriété d'avoir une production limitée et d'être vulnérables à la surexploitation et à la dégradation. Cependant, tandis que l'agriculture, l'élevage et la sylviculture réussissaient à repousser graduellement leurs limites naturelles par l'intensification et le progrès technique (sélection de variétés à haut rendement et emploi d'engrais, notamment), les pêcheries sont totalement soumises aux limites naturelles des ressources et continueront de l'être dans un avenir prévisible. Quels que soient ses succès, l'aquaculture reste localisée dans des espaces géographiquement réduits. Dans les pêcheries, il existera toujours un maximum dans la quantité de poisson que l'on peut extraire de façon soutenue (chapitres 1, 2 et 7).

Dans le processus de développement d'une pêcherie, les limites imposées par les ressources se manifestent de différentes façons (chapitres 2, 7, 13 et 14) :

- les rendements (prise par unité d'effort) baissent régulièrement, lorsque l'effort de pêche augmente ;
- la production totale décline souvent au-delà d'un certain niveau d'effort ;
- la composition des captures, en tailles dans les pêcheries unispécifiques, en espèces dans les pêcheries plurispécifiques, se modifie, ce qui entraîne généralement une baisse de la valeur unitaire de la production.

Selon un principe bien connu de l'économie de la production, l'application de quantités additionnelles de facteurs variables (main-d'oeuvre et capital) sur un facteur fixe (la terre ou un stock halieutique) entraîne une baisse du revenu marginal et, donc, moyen. Ainsi, la prise par unité d'effort décline dès qu'un effort additionnel est exercé sur un stock de poisson. La conjonction de la baisse du rendement et de celle de la

valeur unitaire des produits se traduit une décroissance du rendement économique à mesure que la pêche se développe (fig. 18.2a).

Malgré la baisse continue des rendements, l'effort peut s'accroître au-delà du niveau à partir duquel la prise totale commence elle-même à décliner. L'augmentation de l'effort de pêche se traduit alors par une augmentation des coûts totaux de production et une baisse des prises totales et de la valeur totale de la production (fig. 18.2b). Que l'effort de pêche puisse augmenter jusqu'à de tels niveaux pourra paraître à première vue improbable : des déséquilibres aussi irrationnels sont exceptionnels dans la plupart des autres secteurs de l'activité économique. Pourtant, une telle dynamique est bien la règle dans la pêche : elle est due aux carences des institutions indispensables pour réguler l'accès, qui caractérise la quasi-totalité des pêcheries.

Dans les pêcheries plurispécifiques, la production totale ne décline pas nécessairement. Selon la structure de la ressource et les interactions techniques et biologiques, elle peut même continuer de croître légèrement (fig. 18.2c). Lorsque l'exploitation, par un engin non sélectif, d'un stock constitué de plusieurs espèces liées les unes aux autres par un réseau complexe de relations de compétition et de prédation s'intensifie, la composition du stock et des captures se modifie : sous l'effet direct de la pêche, et indirect par l'intermédiaire des relations trophiques entre les espèces, chaque espèce est différemment affectée. Ainsi, les variations d'intensité de la pêche modifient la structure d'âge, la composition spécifique et la biomasse totale de la ressource. L'intensification de la pêche peut très bien se traduire par le déclin prononcé, en séquence, de certaines espèces et l'émergence de nouvelles, qui ne pouvaient accéder à un état de dominance en présence des premières, mieux adaptées. Ainsi, Pauly (1979) indique que, dans le golfe de Thaïlande, les poissons plats étaient, en dépit de leur fécondité supérieure, dominés par les leiognathidés, prédateurs de petite taille, tant que ces derniers n'ont pas été réduits par la pêche. Ces interactions biologiques peuvent expliquer que la production du golfe ait pu continuer de croître pour des niveaux d'effort qui auraient signifié une surpêche dans une pêcherie unispécifique. Dans les pêcheries plurispécifiques, les espèces de longévité élevée et de faible fécondité sont généralement plus vulnérables à la pêche : leur abondance dans les captures décline au profit d'espèces de longévité plus courte et à plus forte fécondité. Ces dernières sont souvent de taille inférieure et de valeur commerciale moindre (fig. 18.2c).

La nature plurispécifique des pêcheries tropicales et l'évolution de la composition spécifique des captures avec l'intensification de la pêche ont plusieurs implications pour le développement :

- l'examen des statistiques agrégées de capture peut être trompeur : l'augmentation éventuelle de la production pondérale totale peut masquer une

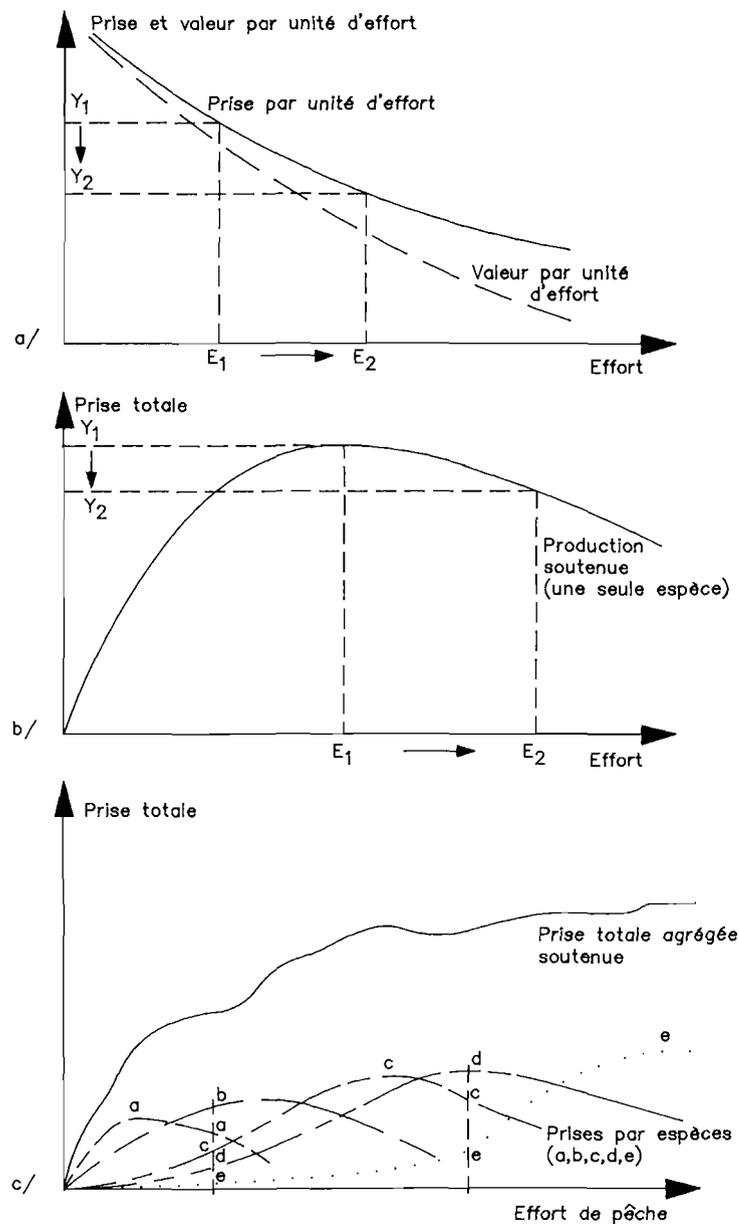


Figure 18.2 - Lorsque la pêche s'intensifie :

- a) la capture et le revenu par unité d'effort décroissent,
- b) la capture totale décline au-delà d'un certain maximum,
- c) la composition spécifique des captures se modifie.

dégradation économique de la pêcherie ; cela est d'autant plus probable que l'aménagement ne repose encore que rarement sur l'analyse économique des pêcheries ; même très ralentie, l'augmentation de production peut donner l'illusion que des possibilités d'expansion restent assurées ; dans une pêcherie plurispécifique, la maximisation de la production est un objectif encore plus illusoire et totalement inapproprié ;

- le développement axé sur quelques espèces cible ne peut éviter des captures importantes d'espèces accessoires ;

- le choix d'une taille optimale de première capture est opérationnellement difficile : le maillage pour une espèce sera trop petit pour certaines, et trop grand pour d'autres, qui resteront sous-utilisées ;

- comme la composition des captures dépend finalement de l'impact de la pêche sur un réseau complexe de relations interspécifiques, les effets de la pêche sur ces relations (chapitre 3) viennent obscurcir celui de la pêche sur chaque espèce considérée isolément.

Pour apprécier les perspectives d'expansion de la pêche, on doit toujours s'appuyer sur l'observation, sur la longue période, de la relation empirique entre l'effort de pêche et la composition spécifique et la valeur des captures, au sein de pêcheries explicitement délimitées. Cette relation est encore compliquée par le fait que la structure d'âge, la composition spécifique et la biomasse totale du stock ne varient pas seulement en réponse à l'effort de pêche, mais aussi à des dégradations d'origine anthropique des environnements littoraux (chapitres 12 et 19), ainsi que sous l'effet des variations naturelles de l'hydroclimat (chapitres 4, 6 et 19). La méthodologie disponible ne permet pas de distinguer l'effet de ces différents facteurs sur l'état et la productivité des stocks (chapitres 4 et 9) : le suivi de l'état des ressources reste forcément en partie pragmatique.

3.2. Contraintes institutionnelles

Ainsi qu'il a été fait allusion, les limites de la ressource et les contraintes biologiques sont magnifiées par le vide institutionnel du régime d'accès libre et gratuit, sous lequel opèrent la majorité des pêcheries. Contrairement à la plupart des autres ressources naturelles, telles que la terre, les forêts, les gisements miniers ou pétroliers, qui appartiennent légalement, à quelques exceptions près, à des individus, des sociétés ou à l'Etat, les ressources halieutiques étaient récemment encore considérées comme

appartenant à la fois à personne et à tout le monde. Cette absence de droits de propriété, ou leur ambiguïté, tient aux caractéristiques de la pêche, ainsi qu'à des raisons historiques (chapitre 1). La fluidité de la ressource et la mobilité des moyens de capture rendent plus lâche, plus approximative et plus coûteuse, l'exclusion hors de pêcheries délimitées (chapitre 22). Hormis des implications pour les pêcheurs traditionnels, ce régime n'a guère contrarié le développement de la pêche tant que les ressources étaient sous-exploitées. Mais, maintenant que les ressources sont devenues de plus en plus rares sous l'effet conjugué de l'accroissement de la demande et des insuffisances de l'aménagement, le besoin et la demande pour des droits de propriété garantis se font de plus en plus sérieusement sentir. Pourtant, une longue habitude de liberté et de gratuité d'accès et la persistance de convictions d'abondance, en dépit de l'accumulation d'évidences contraires, font que les initiatives visant à limiter explicitement l'effort de pêche sont encore l'exception.

Si l'accès libre et gratuit peut sembler juste et équitable pour une ressource considérée comme un don de la nature, ses implications économiques sont désastreuses. Une ressource naturelle n'est une richesse, au sens économique du terme, qu'à condition qu'elle produise des revenus en sus du coût de son exploitation ; et une ressource aura d'autant plus de valeur que sa production dégagera une plus-value élevée. Malheureusement, en régime de libre accès, l'apparition d'un profit attire des capacités de capture additionnelles -et cela, d'autant plus rapidement que le profit est élevé-, jusqu'à ce que le profit soit totalement dissipé par cet excédent d'effort et son coût en capital et en main-d'oeuvre (fig. 18.3a). La ressource cesse alors d'être une richesse économique. Une fois atteint l'équilibre de profit nul, les pêcheurs ne couvrent au mieux que leur coût d'opportunité (ce qu'ils gagneraient dans des activités comparables). Les variations des facteurs biologiques et économiques de la pêcherie (comme le recrutement, le coût de l'énergie ou de l'argent, le prix du poisson) entraîneront des profits ou des pertes temporaires, qui provoqueront de nouvelles entrées ou des départs jusqu'à ce qu'un nouvel état stationnaire soit atteint, où le profit et la perte seront de nouveau nuls (fig. 18.3b).

Si le régime de liberté d'accès est un trait dominant de la pêche, ses implications sont plus graves dans les pêcheries du Tiers Monde. Dans ces pays, le coût d'opportunité du travail est, en effet, très bas, par suite de l'existence d'un surplus de main-d'oeuvre qui se manifeste pas le chômage et le sous-emploi. Dans les pêcheries artisanales, la mobilité d'entrée de la main-d'oeuvre est souvent supérieure à sa mobilité de sortie, par suite de l'isolement, du niveau moindre d'instruction formelle et de l'attachement à leur style de vie des communautés rurales. L'effet conjoint du moindre coût d'opportunité du travail et de la mobilité dissymétrique de la main-d'oeuvre fait de la pêche une activité de dernier ressort et, des pêcheries artisanales, un secteur de pauvreté chronique ; en effet, ces actifs comptent souvent parmi les groupes socio-économiques les plus défavorisés (point E_4 sur la figure 18.3a). Pour cette raison, les programmes nationaux et internationaux d'assistance au développement s'y

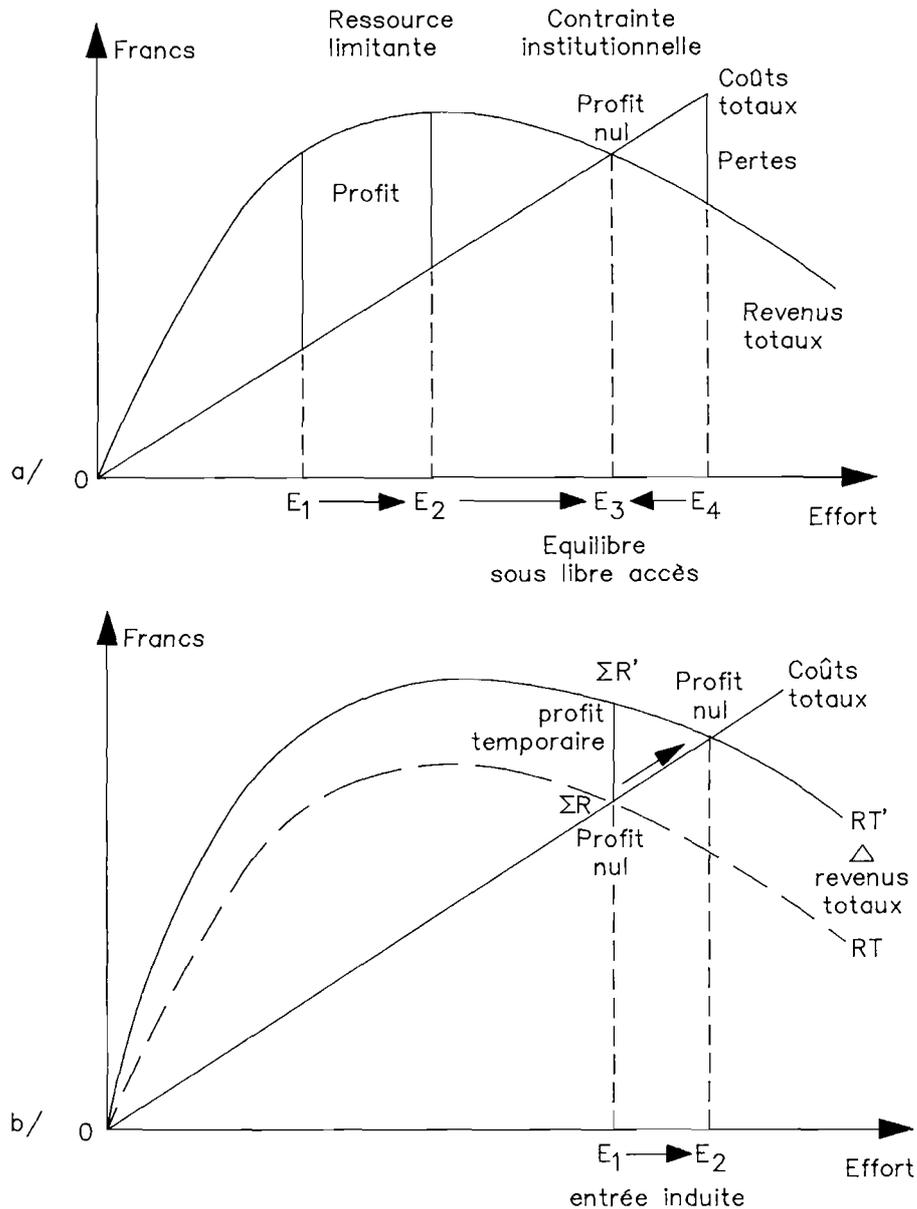


Figure 18.3 - En régime de libre accès :

- a) l'existence d'un profit attire un effort de pêche supplémentaire, jusqu'à ce que celui-là soit dissipé par le coût excédentaire du surinvestissement ;
- b) une variation des variables biologiques ou économiques de la pêche, qui améliore temporairement la rentabilité de la pêche, attire un effort additionnel, lequel annihile le profit passager et ramène la pêche à un nouvel état stationnaire où le profit est de nouveau nul.

intéressent souvent de façon préférentielle. Mais, parce que l'on ne se préoccupe pas de contrôler simultanément l'effort de pêche, ces programmes réussissent surtout à accroître les effectifs de pêcheurs, et non à redresser leurs revenus.

Les pêcheries hauturières opèrent aussi sous un régime de liberté d'accès, mais l'entrée y est freinée par leurs besoins supérieurs en capitaux. Cet obstacle agit d'autant mieux que dans les pays en développement le capital est une ressource rare, au coût d'opportunité élevé. Malheureusement, les politiques d'aide au crédit pour l'acquisition et la modernisation des navires, adoptées par divers pays en développement (Malaisie, Philippines, Thaïlande, parmi d'autres), réduisent artificiellement le coût du capital. Certains pays comme le Bangladesh, Burma, l'Inde, l'Indonésie ou le Sri Lanka ne disposent pas encore des flottes hauturières qui leur permettraient d'exploiter l'ensemble des ressources dont ils ont acquis le contrôle. Cette situation s'explique en partie par le fait que, jusqu'au changement du régime de l'Océan, les ressources disponibles au-delà des eaux territoriales étaient exploitées par des flottes de grande pêche, armées par des puissances halieutiques comme la Chine - Formose, la Corée, l'Espagne, le Japon ou l'URSS, avec lesquelles les flottilles des pays riverains en développement pouvaient difficilement concourir.

L'extension des juridictions nationales sur les pêcheries a éliminé en principe le problème de la liberté d'accès au niveau international, et conféré aux pays côtiers des droits généraux de propriété sur les stocks non partagés présents dans leurs zones de compétence. Pour savoir si le nouveau Droit de la mer conduira à la disparition du régime de liberté d'accès, il reste à voir si les pays réussiront à faire respecter leurs droits exclusifs. Une incertitude demeure au sujet des stocks qui chevauchent les juridictions de deux ou plusieurs Etats (comme entre le Kampuchea, la Malaisie et la Thaïlande, ou entre le Vietnam et plusieurs Etats riverains de la mer de Chine méridionale). Cette incertitude et la persistance de conflits ne facilitent pas la détermination du potentiel de capture dont dispose chaque pays, pas plus qu'elles n'incitent à la mise en oeuvre de plans de conservation des stocks communs, et d'aménagement des pêcheries correspondantes.

Mais si l'incertitude sur les stocks partagés est une contrainte au développement, le maintien au profit des nationaux du principe de liberté d'accès aux stocks totalement circonscrits dans les zones économiques exclusives est encore plus néfaste. Seul jusqu'ici un petit nombre de pays en développement a tenté de limiter l'effort, mais leurs initiatives n'ont pas encore abouti à des résultats très concrets. Par exemple, en Thaïlande, le chalutage n'est pas autorisé à l'intérieur des trois miles, tandis que l'Indonésie a totalement interdit ce mode de pêche. Mais en Thaïlande, les chalutiers continuent d'opérer illégalement à l'intérieur de la bande littorale, tandis qu'en Indonésie, l'interdiction de chaluter, si elle est effective, a laissé entier le problème de l'expansion des autres métiers au sein de la pêche côtière.

Dans les pays en développement, les systèmes traditionnels d'aménagement, comme les droits coutumiers d'usage collectif, tels qu'ils survivent au Sri Lanka et dans plusieurs Etats insulaires du Pacifique, ont jusqu'ici donné les meilleurs résultats pour la limitation de l'effort. Autrefois, ces systèmes étaient largement répandus, avant de tomber en désuétude sous la pression combinée de la croissance démographique, du progrès technique et de l'expansion du commerce des produits (Ruddle 1988, chapitre 16). La réhabilitation des systèmes traditionnels et leur légalisation, sous la forme de droits territoriaux d'usage halieutique, offrent des perspectives extrêmement intéressantes pour un aménagement effectif des pêcheries dans les pays en développement. Encore que l'exemple le plus couramment cité d'institutionnalisation d'un système traditionnel de droits territoriaux nous soit donné par un pays industrialisé, le Japon (Asada *et al.* 1983).

Les raisons, qui font que le régime de liberté d'accès soit un frein au développement de la pêche et à la maximisation de sa contribution à l'économie nationale, sont nombreuses. En premier lieu, toute apparition conjoncturelle d'une plus-value économique entraîne une nouvelle entrée de capital et de main-d'oeuvre, qui annihile le surprofit passager (fig. 18.3a). En second lieu, des évolutions favorables dans les conditions économiques, ou les efforts faits pour promouvoir l'expansion d'une pêcherie ou améliorer la situation des pêcheurs attireront de nouveaux pêcheurs, perpétueront le déclin des rendements et dégraderont davantage la composition du stock et des prises (fig. 18.4). En troisième lieu, l'aide au développement de pêcheries ouvertes accentue la mauvaise allocation des ressources, en distrayant du capital et de la main-d'oeuvre qui auraient pu contribuer au développement d'autres secteurs. Enfin, le développement volontariste de pêcheries ouvertes accentue sur la longue période l'instabilité de ces dernières et peut exacerber les problèmes socio-économiques dans la mesure où la capacité de la main-d'oeuvre à sortir de la pêche y est réduite.

L'effet de la dissymétrie de mobilité (entrée facile, sortie difficile) s'observe lorsque des pêcheurs traditionnels ne peuvent concourir sur un pied d'égalité avec de nouveaux arrivants, maîtrisant mieux des techniques plus avancées, et géographiquement plus mobiles. Le phénomène est général. Dans le golfe de Thaïlande, le chalutage s'est rapidement développé au cours des années 60 et 70 ; les petits pêcheurs côtiers sont restés dans la pêche, même lorsque leurs revenus tombèrent en dessous de leur coût d'opportunité (fig. 18.5). Quand les ressources du golfe furent épuisées, les chalutiers étendirent leurs opérations vers des fonds de pêche plus hauturiers et, finalement, hors du golfe de Thaïlande. La mobilité de la flotte hauturière n'améliora en rien le revenu des petits pêcheurs côtiers, car les premiers continuèrent à empiéter sur les fonds littoraux, à la recherche d'espèces nobles comme les crevettes. De leur côté, les petits pêcheurs recherchèrent de nouvelles espèces cible, et des emplois comme marins dans la pêche chalutière, ou ouvriers dans l'agriculture ; mais leur mobilité, tant professionnelle que géographique, reste insuffisante pour que leurs

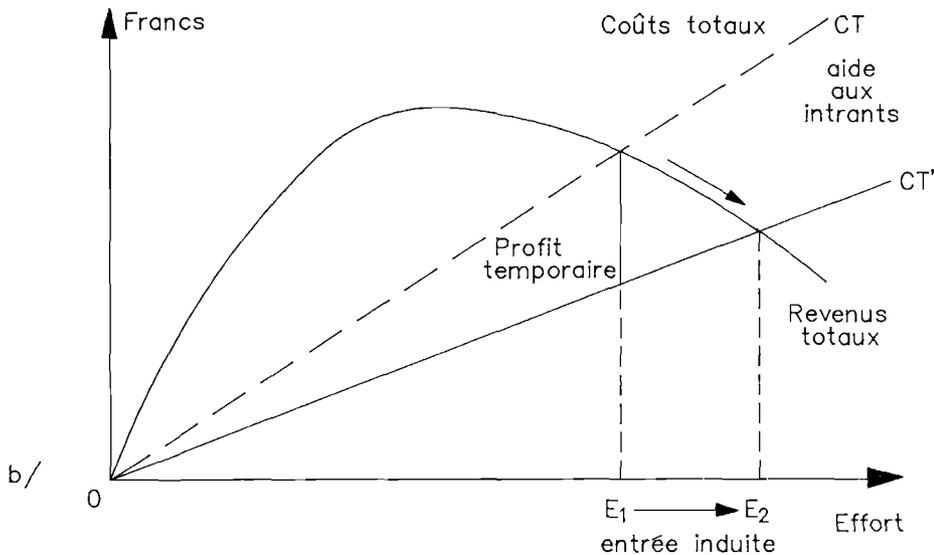
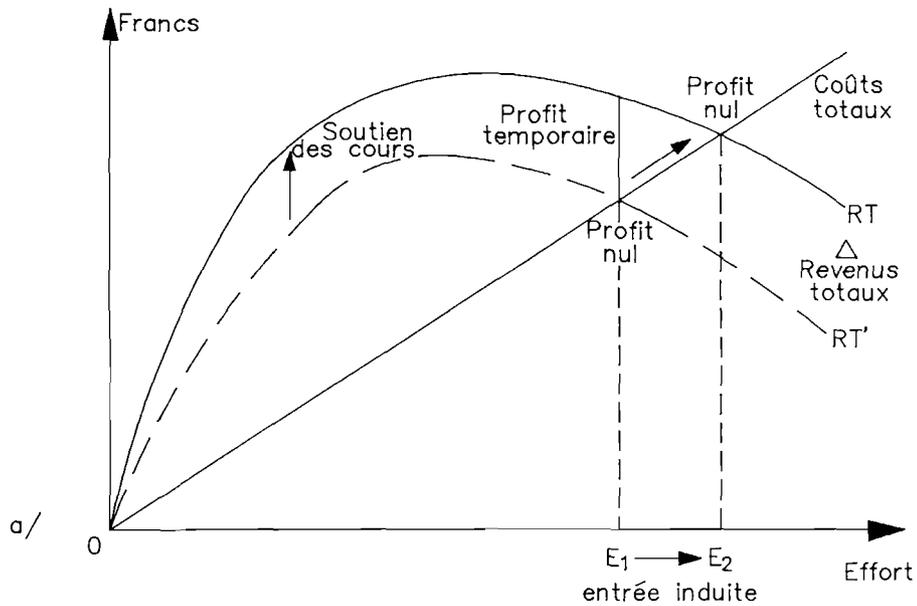


Fig. 18.4 - Effets des mesures classiques de promotion du développement dans une pêcherie librement accessible :

- a) le soutien des cours du poisson induit un accroissement du capital et du travail,
- b) une aide aux facteurs de production entraîne également une nouvelle entrée.

revenus puissent atteindre des niveaux correspondants à ceux des groupes socio-économiques comparables.

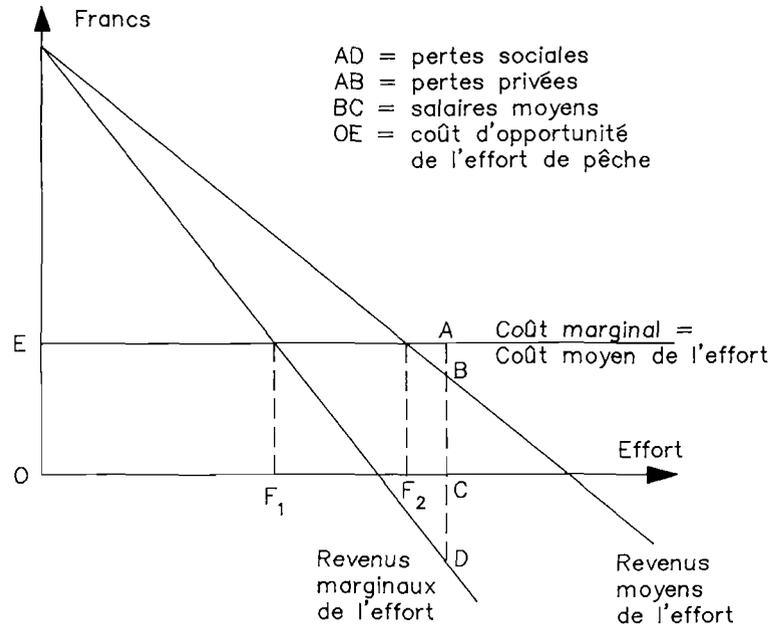


Figure 18.5 - Pertes privées entraînées par le manque de mobilité à sortir de la pêche, et pertes sociales dues à la liberté d'accès et à l'immobilité.

Le comportement individuel des pêcheurs se déduit de la comparaison revenu moyen / coût moyen : toutes choses égales par ailleurs, ils investiront tant que l'effort de pêche total est inférieur à F_2 . Par contre, l'aménagement, s'il cherche à maximiser le profit, s'efforcera de maintenir l'effort de pêche total autour du point F_1 , pour lequel le revenu marginal est égal au coût marginal.

En conclusion, le régime de liberté d'accès est un facteur encore plus contraignant que la nature finie de la ressource, puisque le développement des capacités de capture ne s'arrête que rarement au niveau correspondant à la production maximale soutenue : ce ne peut être que par hasard que la dissipation des rentes économiques coïncide avec le niveau d'effort et de stock conduisant à la production maximale soutenue. Puisque la maximisation du revenu économique est un objectif d'aménagement plus approprié que celle de la production pondérale, la nature finie de la ressource est finalement sans importance : en régime de libre accès, les pêcheries basées sur des ressources nobles produiront le même revenu économique soutenu (nul) que celles qui reposent sur des ressources peu productives et de faible valeur unitaire. Une pêcherie de grande importance économique dégagera bien, pendant la phase initiale d'expansion, un profit supérieur à celui d'une pêcherie d'importance secondaire ; mais la réalisation de cette rente ne sera que temporaire. En outre, sa

valeur devra être diminuée du coût actualisé du surinvestissement et de l'excédent de main-d'oeuvre pour les années suivantes, lesquels seront d'autant plus élevés que leur sortie sera artificiellement freinée. Ce n'est qu'après que le problème de la régulation de l'effort aura été réglé et lorsque se posera la question de la détermination de l'effort optimal, que la nature finie de la ressource deviendra réellement limitante. Evidemment, lors de la mise en valeur de nouvelles ressources, l'évaluation de leur potentiel de production est importante pour apprécier les investissements qu'elles justifient. Mais, la pêcherie ne s'arrêtera pas à ce niveau sans la mise en place d'une infrastructure institutionnelle appropriée (Panayotou 1982, Christy 1987).

3.3. Conflits internes

Dans la plupart des pêcheries du Tiers Monde coexistent un segment artisanal utilisant des techniques traditionnelles, et une branche industrielle employant des techniques modernes élaborées. Les pêcheurs artisans sont cantonnés par nécessité dans l'exploitation des ressources côtières, alors que les flottilles industrielles opèrent librement en zones hauturières et côtières. Même dans les pays où la réglementation interdit aux navires d'un certain tonnage l'accès aux zones littorales, la présence d'espèces nobles et les densités supérieures de poissons qui caractérisent les écosystèmes côtiers tropicaux, ajoutées aux difficultés de surveillance, expliquent que les intrusions de navires industriels dans la bande côtière soient courantes. Des conflits ouverts entre les deux types de pêche en résultent.

Cette compétition se manifeste par des engorgements et des interactions physiques entre arts dormants, utilisés préférentiellement par la pêche artisanale, et arts traînants (chalut). Des heurts violents entre petits métiers et pêcheurs hauturiers sont signalés un peu partout dans les pays du Tiers Monde. En Malaisie, par exemple, l'intrusion de chalutiers sur les fonds exploités traditionnellement par les petits métiers a donné lieu, au cours de la période 1970-73, à plus d'une centaine d'incidents, impliquant près de 400 chalutiers et 800 bateaux artisans : 60 bateaux furent coulés et 23 pêcheurs tués (Smith 1979). En Indonésie, après une série de heurts et de manifestations, et un procès à l'encontre d'un millier de chalutiers ayant illégalement opéré dans la bande côtière, le gouvernement a pris la décision d'interdire tout chalutage à partir d'octobre 1980 (Sard jono 1980). Au Yémen du Nord, à la suite de manifestations de pêcheurs aux petits métiers contre l'intrusion, sur leurs fonds de pêche traditionnels, de crevettiers qu'ils accusaient d'occasionner des dommages à leurs filets maillants et de rejeter en mer des quantités importantes de poisson, le gouvernement fut conduit à interdire le chalutage (Thomson 1980). Des heurts similaires, allant jusqu'à l'incendie de plusieurs dizaines de chalutiers en Inde, ont été également signalés en Côte d'Ivoire, aux Philippines, au Sri Lanka, en Thaïlande, ...

Même si ces interactions physiques peuvent être éliminées par une ségrégation zonale - soit par l'application effective des règlements, soit par la mise en place d'obstacles physiques -, les deux branches resteront en partie interdépendantes par la ressource (chapitre 2). Les navires hauturiers peuvent faire décliner des stocks exploités également par les pêcheurs côtiers ; ces derniers, exploitant souvent la fraction jeune de stocks, peuvent réduire le recrutement de la fraction plus âgée, exploitée par les navires hauturiers. Ainsi, en Côte-d'Ivoire, la pêche en lagune des jeunes pénaeidés pourrait bien avoir entraîné l'effondrement de la pêche crevette à au chalut en mer (Griffin *et al.* 1982, Troadec 1983).

Ainsi, les conflits entre les deux segments dans l'exploitation d'une ressource limitée sont exacerbés par le régime de libre accès. Celui-ci est en grande partie responsable de la dégradation des systèmes coutumiers d'aménagement (chapitre 1). Sans une allocation préalable des ressources entre les principales flottilles et la capacité de contrôler effectivement la répartition des opérations de pêche, le développement de la pêche ne peut que conduire à une intensification des conflits intrasectoriels.

3.4. Les facteurs exogènes de l'environnement

Les pêches maritimes, et surtout les pêches littorales, sont soumises à un ensemble d'impacts exogènes, véhiculés par le milieu physique. Ceux-ci ont des effets majeurs sur les ressources halieutiques et leur productivité, parmi lesquels on peut citer :

- les rejets des exploitations minières et la destruction des mangroves, qui endommagent physiquement les nourriceries et les frayères ;
- les déversements d'hydrocarbures et d'autres substances polluantes par le trafic maritime ;
- les rejets et les effets indirects des activités agricoles, industrielles et urbaines.

Ces impacts accroissent la mortalité, réduisent la productivité et altèrent la qualité des produits des ressources halieutiques (chapitre 12).

Etant donné l'état moins avancé de leur industrialisation, on pourrait penser que les pays en développement sont moins exposés aux problèmes de pollution. En fait, il n'en est rien. Plusieurs pays comme le Bangladesh, la Chine, l'Inde, l'Indonésie (Java),

les Philippines, ont des densités de population élevées ; partout, la croissance démographique est forte ; l'urbanisation accélérée est un phénomène général ; la plupart des villes sont localisées sur la côte, dans les estuaires et les zones deltaïques, ainsi qu'au bord des rivières. Avec la pauvreté et la prolifération des banlieues insalubres, dépourvues de réseaux d'égouts et d'épuration, des quantités croissantes d'eaux usées sont relâchées, non traitées, dans les rivières, les estuaires et les milieux littoraux. Soucieux de promouvoir l'industrialisation de leurs pays, les gouvernements n'accordent pas une priorité élevée à l'application des réglementations sur la conservation de l'environnement et le zonage des industries ; leur application est difficile et coûteuse, surtout lorsqu'il s'agit de petites entreprises dispersées ; dans les pays pauvres, la demande et la pression pour un environnement de qualité sont faibles. La dégradation de l'environnement se manifeste par une baisse des taux d'oxygène dissous dans les eaux peu profondes et l'accumulation graduelle de substances toxiques dans les sédiments et, éventuellement, la chaîne trophique.

Les secteurs agricole et forestier sont également à l'origine de perturbations graves pour les pêches. Le climat tropical, notamment du fait de l'absence de saison froide, est propice à la prolifération des insectes et de pestes qui causent de sérieux dégâts aux cultures. Les paysans, avec l'aide de l'Etat, appliquent des doses massives d'insecticides à large spectre pour protéger leurs récoltes. Ces pesticides chimiques, dont plusieurs sont interdits dans les pays industrialisés, finissent dans les réseaux fluviaux et les zones côtières. On estime ainsi que les pesticides ont des effets négatifs graves sur les pêches en Indonésie, aux Philippines, au Salvador et en Thaïlande. Selon Sharma (1979, pp. 53-54), les pesticides inhibent la croissance du phytoplancton, immobilisent ou tuent les crustacés, les mollusques et les poissons - y compris leurs oeufs et leurs larves -, dérèglent la formation des bancs et les comportements alimentaires, ... A des concentrations inférieures à $0,2 \cdot 10^{-9}$, le DDT tue les crabes et les crevettes en moins de 20 jours ; il altère la croissance des huîtres à des concentrations aussi faibles que $0,1 \cdot 10^{-9}$... Des prospections ont révélé l'existence de concentrations de $1 \cdot 10^{-9}$ de DDT dans les sédiments du fond du golfe de Thaïlande et dans les embouchures des rivières.

Des niveaux de déforestation sans précédent, dans des pays aussi éloignés que le Brésil, la Côte d'Ivoire, les Philippines ou la Thaïlande, entraînent une forte augmentation de l'érosion et de la sédimentation dans les estuaires, les zones deltaïques et les eaux côtières, où sont concentrées les nourriceries d'espèces nobles, comme les crevettes. Aux Philippines, Gomez et Yap (sous presse) a mis en évidence une relation entre le taux de déforestation des provinces côtières et la dégradation, par sédimentation, des récifs coralliens sur les côtes adjacentes.

Particulièrement grave pour la pêche est la destruction des forêts de mangroves consécutivement au développement des exploitations minières, de la production de charbon de bois et de la construction de bassins pour l'aquaculture et de complexes

touristiques. A partir de données portant sur 27 points du globe, Turner (1977) a établi une corrélation fortement positive entre la végétation intertidale et la production commerciale de crevettes. Martosuburo et Naamin (1977) ont, de même, mis en évidence une relation claire entre le déboisement des mangroves et le déclin des captures de crevettes.

Ainsi le progrès de la pêche dans les pays du Tiers Monde paraît voué à être de plus en plus gravement affecté par la dégradation de l'environnement. La productivité des ressources y est altérée à la fois par la pêche et par les effets secondaires de différentes activités terrestres, à première vue extérieures au secteur. Des plans de développement de la pêche, basés sur l'évaluation des limites théoriques de production à partir des seules données de la pêche commerciale, peuvent conduire d'autant plus vite à la surpêche que l'environnement et les écosystèmes halieutiques ne sont pas simultanément préservés et leur état suivi (Panayotou 1982).

3.5. Effets économiques intersectoriels

De la même façon que des externalités physiques originaires de secteurs non halieutiques peuvent endommager l'environnement et la productivité des ressources halieutiques, des facteurs économiques exogènes modifient le contexte économique de la pêche. L'industrie de la pêche ne représente le plus souvent qu'une partie modeste de l'économie nationale (moins de 5 % du PNB). C'est pourquoi le coût d'opportunité de ses facteurs de production (capital et main-d'oeuvre) et la demande pour ses produits sont fortement influencés par l'évolution de l'économie générale des pays. Si, par exemple, le chômage monte par suite d'une stagnation de l'agriculture et de l'industrie, le coût d'opportunité de la main-d'oeuvre dans la pêche déclinera. Comme l'accès à la pêche est libre et gratuit, la baisse du coût d'opportunité du travail va induire une nouvelle entrée dans la pêche, un accroissement de l'effort et une nouvelle dégradation des stocks, centrés sur les pêcheries côtières (Smith 1979).

Un autre cas d'impact économique intersectoriel est connu sous le nom de "mal hollandais". Le phénomène qui affecte les pays exportateurs de ressources naturelles a été ainsi nommé par référence aux effets des exportations de gaz naturel sur l'agriculture des Pays Bas au cours des années 70. L'augmentation rapide des rentrées de devises tirées des exportations de pétrole et de gaz a provoqué une surévaluation des taux de change et un accroissement des dépenses publiques qui ont, eux-mêmes, entraîné une augmentation de l'inflation. La conjonction d'un taux de change surévalué et de l'inflation (se traduisant en particulier par une montée des salaires) a réduit la compétitivité et le développement des secteurs non pétroliers fort utilisateurs de main-d'oeuvre, que sont l'agriculture et la pêche. Une telle dynamique favorise le chômage et

la stagnation des secteurs non pétroliers et, paradoxalement, l'entrée d'un excès de main-d'oeuvre dans la pêche sur la longue période. Dans les petits pays exportateurs de pétrole, le "mal hollandais" peut prendre une forme extrême, connue sous le nom d'"effet Koweït" : la monnaie devient si fortement surévaluée et les importations apparaissent si bon marché que, virtuellement, toutes les productions locales autres que le pétrole disparaissent. Le "mal hollandais" se combat par de petites dévaluations successives de la monnaie locale et un contrôle strict des dépenses publiques.

Le phénomène n'est pas nouveau. Ainsi Braudel (1987) a fait le rapprochement avec l'effet, sur les économies européennes, des importations de métaux précieux consécutives aux grandes découvertes : "le pétrole du Proche-Orient semble à l'image même de l'argent d'Amérique au XVI^{ème} siècle : il aura traversé l'Espagne, alors, sans en animer l'économie, pour aller rejoindre les économies vivantes de l'Europe".

Le "mal hollandais" aide à comprendre pourquoi les ressources halieutiques au large de pays exportateurs de pétrole (Brunei, Indonésie, Proche Orient) sont souvent sous-utilisées. Avec la baisse du cours du pétrole, le développement de la pêche bénéficiera vraisemblablement d'un nouvel intérêt. Ainsi, l'Indonésie se préoccupe de développer son secteur de la pêche, dans une stratégie générale de promotion des exportations des produits non pétroliers destinées à compenser le déclin de ses revenus pétroliers. De même, pour exploiter leurs propres ressources halieutiques, des Etats arabes ont créé des entreprises conjointes avec des pays qui, comme la Thaïlande, arment à la grande pêche.

3.6. Distorsions des politiques économiques

Les politiques économiques nationales, qu'elles soient macro-économiques ou sectorielles, ont des effets appréciables sur le secteur des pêches. Souvent même, les politiques relatives aux autres secteurs ont des effets secondaires plus significatifs sur le secteur de la pêche que les politiques propres à ce secteur. Par exemple, un taux de change surévalué nuira aux exportations, en dépit des politiques gouvernementales visant à les promouvoir. En facilitant la construction de nouveaux bateaux, les aides générales à l'investissement pourront finalement annihiler les mesures prises pour contrôler l'effort de pêche. Le plafonnement des taux d'intérêt, qui limite le crédit accessible aux pêcheurs artisans, conduit ces derniers à s'adresser aux sources informelles de crédit à taux élevé, et à des arrangements qui leur font réserver à leurs prêteurs leur production avant sa mise en marché : ainsi, plus de capitaux pourront sortir de la pêche artisanale que tous les programmes de développement peuvent y injecter. Les politiques de salaire minimum peuvent favoriser le recours aux solutions techniques et privilégier le capital, contribuant ainsi à accroître le chômage dans les

secteurs extérieurs à la pêche. Enfin, les aides au secteur agricole pour l'achat de pesticides et d'engrais, et les politiques de promotion industrielle adoptées sans tenir compte des besoins du secteur de la pêche, peuvent nuire significativement à ce dernier par la dégradation des environnements littoraux.

3.7. Contraintes techniques

Selon les contextes, les innovations techniques peuvent affecter négativement ou positivement le développement de la pêche. Quelques ressources, comme le krill antarctique, ne peuvent être exploitées de façon rentable avec les techniques disponibles. L'amélioration des techniques de pêche peut permettre la mise en valeur de ces stocks et la rendre profitable. En second lieu, en abaissant le coût unitaire de production, les nouvelles techniques peuvent accroître la plus-value produite par la pêche, rendant ainsi la ressource plus précieuse. Cependant, paradoxalement, dans une pêcherie ouverte, l'introduction d'une technique permettant de pêcher plus à coût égal n'abaisse que temporairement le coût unitaire de production ; il en résulte un taux accru d'exploitation, lequel réduit davantage les stocks ; sans contrôle préalable de l'effort, les innovations techniques accroissent sur la longue période le risque d'effondrement de la ressource, sans contribuer à l'amélioration des performances économiques des pêcheries (fig. 18.4b). Si certains progrès techniques, comme la construction de récifs artificiels, peuvent faciliter l'aménagement, d'autres conduisent au résultat inverse, particulièrement dans les pays en développement où le progrès des institutions et des capacités administratives est, parce que plus complexe, plus lent que l'adoption d'innovations techniques par le secteur de production. Tant que le niveau global d'effort de pêche n'est pas effectivement contrôlé, les nouvelles techniques auront pour seul effet d'accroître le taux d'exploitation et de rendre illusoire l'application des réglementations visant à le limiter.

Les techniques peuvent contribuer au progrès de la pêche de deux façons : en améliorant la valorisation des espèces de faible valeur, et en facilitant la production de produits de substitution. Les nouvelles techniques de structuration des protéines peuvent faciliter l'utilisation et accroître la valeur des petits pélagiques, ou des prises accessoires du chalutage actuellement réduites en farine. Dans les pays où la pêche des petits pélagiques est limitée par la demande intérieure et internationale (Maroc), ou par des coûts de production élevés (Mauritanie), les perspectives offertes par ces techniques dans le contexte local mériteraient d'être évaluées avec soin. Par ailleurs, le progrès technique de l'aquaculture, réduirait l'importance relative des stocks sauvages et la pression dont ceux-ci font l'objet. Les stratégies de mise en valeur des ressources marines renouvelables peuvent s'en trouver modifiées.

3.8. Contraintes par la demande

Si les contraintes les plus fortes au développement de l'exploitation des ressources naturelles se situent au niveau de l'offre, il est des situations où le développement est freiné par la demande. En Inde, par exemple, 98% des produits de la mer sont consommés dans les états côtiers ; près de la moitié de la population nationale ne consomme pas de poisson de mer (Bobb 1982). Cette situation peut résulter de l'effet conjugué du faible développement du réseau de communications et de la chaîne de froid, de la nature périssable des produits, et des habitudes alimentaires des populations de l'intérieur. Au Bangladesh, une préférence marquée pour le poisson d'eau douce peut expliquer le sous-développement signalé de la pêche maritime dans la baie du Bengale. Le développement partiel de pêcheries africaines, tant d'eau douce (lac Tanganika, Afrique de l'Est) que marines (Tanzanie), est souvent mis au compte de l'insuffisance de la demande. Ainsi, le Maroc et la Mauritanie disposent de ressources pélagiques considérables, mais la consommation nationale reste faible, sauf en zones littorales, et l'exportation des conserves se heurte à une forte concurrence étrangère émanant de pays qui exploitent en partie les mêmes stocks. On estime à 5 millions de tonnes les rejets de la pêche chalutière mondiale (Lawson 1984). Ceux-ci sont particulièrement élevés dans les pêcheries de crevettes tropicales, dans les pays où la pêche s'est développée en réponse aux seuls marchés d'exportation, et où la demande intérieure pour les prises accessoires est réduite.

4. Les stratégies classiques de développement

Depuis la Seconde Guerre mondiale, les efforts en faveur du développement des pays du Tiers Monde se sont concentrés sur l'agriculture et l'industrie. La pêche, bien que souvent classée avec l'agriculture, était considérée comme une industrie d'extraction dont l'expansion dépendrait de l'accroissement des capacités de capture. Sous le régime de liberté des océans, des navires plus grands et plus rapides signifiaient l'appropriation de la production d'une portion accrue d'une richesse mondiale commune. Avec les progrès rapides de la technologie halieutique et les possibilités différentes d'accès aux fonds d'investissement - y compris aux crédits subventionnés - les politiques de promotion de la pêche, comme d'ailleurs celles de laisser-faire, accentuèrent la distinction entre la branche industrielle hauturière et la branche artisanale côtière. Pendant de nombreuses années, le secteur traditionnel fut considéré comme une forme transitoire dans le processus général de développement. Les pêches artisanales ne retenaient pas l'attention des administrations et des agences de développement qui pensaient que leurs liens avec la pêche hauturière, les perspectives

d'expansion de cette dernière et la croissance économique générale auraient des retombées bénéfiques et dynamiseraient finalement des communautés littorales en stagnation.

La persistance de la pêche artisanale et la détérioration apparente des conditions socio-économiques des communautés de pêcheurs littoraux firent progressivement réaliser que ce dualisme était loin de constituer un état transitoire dans le développement du secteur. On réalisa aussi que les bénéfices de la croissance économique générale étaient loin de retomber sur les strates les plus pauvres de la population, qu'il s'agisse des paysans ou des pêcheurs : les disparités socio-économiques s'accrochèrent en dépit de (ou à cause de) la croissance économique. La nécessité d'intervenir directement pour combattre la pauvreté rurale fut alors reconnue. Dans le domaine des pêches, certains gouvernements répondirent, dès la fin des années 60, à ce besoin, en lançant des programmes d'assistance et de promotion des pêcheries artisanales. Ces programmes privilégiaient la mécanisation et la modernisation des bateaux et des méthodes de pêche, par l'octroi de subventions et de crédits à des taux préférentiels et, même, par la distribution directe à des prix subventionnés de bateaux et de moteurs. L'amélioration des infrastructures, comme les équipements destinés à faciliter le débarquement et la commercialisation du poisson, procédaient de la même philosophie.

La logique qui sous-tendait ces programmes était semblable à celle qui avait dominé la promotion des pêches industrielles : des bateaux plus grands, plus rapides et plus efficaces assureraient aux pêcheurs artisans une part accrue de ressources halieutiques communes et, ainsi, des revenus supérieurs. Une telle logique négligeait seulement que les ressources côtières étaient déjà souvent substantiellement exploitées, et que les pêcheurs côtiers ne pouvaient participer à la course pour le partage des ressources, même côtières, sans un appui qui aille au-delà de la simple promotion indifférenciée du secteur. Les succès initiaux de ces programmes - ils accrochèrent bien les prises et les revenus de ceux qui, les premiers, acquérèrent les nouvelles techniques - leur donnèrent une nouvelle impulsion ; ils se généralisèrent et s'intensifièrent au cours des années 70 pour s'étendre à un grand nombre de communautés.

Malheureusement, les premiers succès ne se répétèrent bientôt plus. Avec l'augmentation du nombre de pêcheurs en possession de bateaux plus grands et motorisés, les prises et les revenus individuels commencèrent à plafonner. Cette stagnation résultait directement de l'intensification de pêche, consécutive à la généralisation de techniques plus efficaces sur les stocks présents dans leur rayon d'opération. Le rayon d'action des pêcheurs côtiers s'accrut bien avec la mécanisation, mais cette extension les mit aussi directement en compétition avec les flottilles industrielles de chalutiers et de senneurs, dont l'activité s'étendait simultanément au large, mais aussi dans les secteurs côtiers. Si la modernisation ne produisit pas les résultats escomptés, elle contribua néanmoins à maintenir les prises et les revenus des

pêcheurs côtiers dans une compétition rendue plus dure par cette mécanisation même. A mesure que la pêche non mécanisée perdait pied, l'écart entre les prises et les revenus des pêcheurs mécanisés et non mécanisés se creusa, justifiant ainsi la poursuite des programmes de mécanisation. Toute considération politique et sociale mise à part, l'arrêt de l'appui à la mécanisation aurait signifié l'abandon des unités encore non mécanisées, et le déclin de leurs prises et de leurs revenus par rapport à ceux dont ils jouissaient auparavant.

Avec l'augmentation des frais d'entretien consécutive au vieillissement des bateaux et des moteurs, et l'augmentation du prix du carburant qui suivit la crise pétrolière de 1973, les frais de fonctionnement des bateaux mécanisés augmentèrent au point d'inverser leur avantage initial sur les bateaux non mécanisés, même lorsque leurs prises étaient supérieures (pour différentes analyses de cette évolution, voir Panayotou 1985). Devant ces faits, le biais favorable à la mécanisation fut de plus en plus controversé lors de l'évaluation des performances des programmes de développement. La pertinence d'autres instruments privilégiés dans les politiques d'assistance, tel que le crédit et les aides, fut également mise en cause. Si une intervention publique reste nécessaire pour la promotion de la pêche, les modes classiques d'intervention ne constituent généralement pas la stratégie qui convient.

Quelles que soient les variables sur lesquelles elles portent (prix du poisson, carburant, navires, équipements, ...), les subventions, comme le crédit et la promotion de la motorisation, visent généralement à améliorer simultanément l'efficacité et la distribution. Malheureusement, ils n'atteignent généralement ni l'un ni l'autre, en partie à cause du régime de libre accès, en partie à cause des distorsions qu'ils génèrent dans le fonctionnement des mécanismes de marché. Pour qu'elles conduisent à une amélioration durable des revenus quels qu'ils soient, il faudrait accroître en permanence le montant des aides, pour simplement contrebalancer l'effet inverse qu'elles induisent sur l'expansion de l'effort de pêche. De toute évidence, cette politique est vouée à l'échec : plus les subventions sont élevées, plus l'effort de pêche s'accroîtra rapidement. Quant au recours aux subventions pour améliorer la distribution, un tel objectif peut être atteint de façon plus durable et à un coût nettement moindre par des programmes sociaux en faveur des pêcheurs "en place". Mais, dans ce cas, il est prévisible que nombreux seront ceux qui essaieront de se faire reconnaître comme pêcheurs (pour plus de détails voir Panayotou 1985). On a vu également que les programmes d'aide à la mécanisation avaient souvent accru les disparités dans l'allocation des ressources entre pêcheries artisanales et hauturières.

Ainsi, les stratégies classiques, préconisées par les spécialistes et mises en oeuvre par les agences bi- et multi-latérales de développement pour promouvoir les pêches dans le Tiers Monde, ont rarement atteint leurs objectifs. La raison en est claire : elles ne tenaient pas compte des particularités de la pêche et des contraintes particulières qui affectent le développement dans ces pays. Elles procédaient par analogie avec deux

modèles voisins, mais non identiques : le développement de l'agriculture dans les pays du Tiers Monde, et celui de la pêche dans les pays tempérés. Mais les analogies sont trompeuses lorsque les termes sur lesquels elles reposent ne sont pas comparables. Ces analogies présentent en effet au moins deux défauts évidents. L'agriculture porte sur une ressource dont l'aménagement est rendu possible par l'existence de droits de propriété garantis, et dont la production peut être poussée par l'action conjointe du progrès technique (connu sous le nom de Révolution verte) et de l'accumulation du capital. Ce n'est pas le cas dans la pêche. Par ailleurs, l'expérience des pêcheries tempérées n'est pas non plus toujours directement transposable aux pêcheries tropicales. Dans les pays tempérés, la pêche est exercée par une industrie plus individualisée et porte sur des ressources plus fréquemment uni ou plurispécifiques. Les ressources tropicales sont plurispécifiques ; elles sont exploitées par une multitude de communautés littorales dispersées, et par des flottilles hauturières, en conflit permanent les unes avec les autres. L'analogie avec l'agriculture, qui suggère une relation monotone entre la production et les intrants, conduit à négliger le caractère fini de la ressource et la nécessité d'une régulation collective. L'analogie avec les pêcheries tempérées suggère que l'on peut continuer à accroître les moyens de capture tant que la production continue d'augmenter ; elle ignore la rareté actuelle de la ressource, comme la dégradation de la composition spécifique et le déclin de la valeur unitaire des captures, qui accompagnent l'intensification de la pêche (fig. 18.2).

Ainsi s'impose une réévaluation des modèles classiques de développement de la pêche dans les pays du Tiers Monde, lesquels visaient prioritairement la croissance pondérale par la mécanisation. D'abord, parce que les investissements passés n'ont pas produit les résultats escomptés. Aux Philippines, par exemple, la mécanisation de la pêche artisanale soutenue par le gouvernement n'a que temporairement profité aux pêcheurs ; la rentabilité de la pêche est devenue graduellement négative à mesure que la pression sur les ressources et les coûts de carburant et de maintenance augmentaient : le revenu moyen des bateaux non motorisés est tombé à 362 dollars US alors que celui des bateaux non motorisés atteignait 520 dollars US (Librero *et al.* 1985). La Malaisie a connu une expérience similaire (Fredericks *et al.* 1985). Au niveau du globe, la Banque Mondiale (1984) concluait que, parce qu'ils n'avaient pas pris en compte les limites imposées par les ressources et le besoin de l'aménagement, 47 % de ses projets de développement n'avaient pas réussi à produire un taux de rendement acceptable.

En second lieu, comme les perspectives d'augmenter encore la production sont modestes, les besoins d'investissement dans la pêche le sont également. A quelques exceptions locales près, le potentiel halieutique mondial est considéré comme pleinement exploité (chapitre 1). Sauf dans les pays où les ressources restent sous-exploitées par les flottilles nationales, la démarche classique qui privilégiait la croissance par l'augmentation des moyens de capture risque plus de réduire que d'accroître la production pondérale.

Enfin, on commence à mieux réaliser que le développement d'une pêcherie ne peut pas être envisagé indépendamment de l'état des autres pêcheries, comme du reste de l'économie nationale, et que le progrès de la pêche ne peut faire abstraction du besoin d'aménagement. En fait, ce dernier apparaît comme une composante et une condition préalable du développement des pêcheries (MacKenzie 1983, Christy 1987).

Simultanément, le nouveau régime de l'océan a modifié la perception que l'on avait de la pêche. Cette activité est de moins en moins considérée comme une industrie d'extraction, mais comme une activité économique basée sur une ressource qui doit être aménagée pour produire des bénéfices durables. Non seulement les ressources halieutiques sous juridiction nationale se sont accrues, ouvrant ainsi d'autres possibilités de développement, mais aussi les limites de ces ressources ont été déterminées et l'on a pris conscience de leur vulnérabilité à une pêche incontrôlée. Les pêcheries nationales reposent maintenant sur des ressources finies et exclusives, dont la productivité ne peut être maximisée que si leur usage est optimisé. De même, la nécessité de réduire les conflits entre pêcheries artisanales et hauturières en compétition pour la ressource finie présente au sein de chaque aire sous juridiction nationale est maintenant mieux reconnu.

5. Autres stratégies de développement

Dans le domaine des pêches, les pays en développement sont confrontés à trois problèmes distincts, mais interdépendants :

- comment développer l'utilisation des ressources halieutiques qu'ils contrôlent et aménager leur exploitation, de façon à maximiser leur productivité et, mieux encore, les bénéfices économiques nets ?
- comment ces ressources limitées doivent-elles être réparties entre les communautés de pêcheurs artisans et les pêcheries industrielles, de façon à minimiser les conflits qui les opposent ?
- comment améliorer de façon durable les conditions socio-économiques des communautés littorales de pêcheurs artisans ?

Quoique ces trois objectifs ne soient pas toujours mutuellement compatibles, l'aménagement du secteur de la pêche sera en général susceptible de réduire progressivement les conflits internes, d'éliminer la pauvreté au sein des groupes les plus

démunis, et d'accroître en même temps les bénéfices que la société peut retirer du secteur.

Pour cela, toute stratégie doit tenir explicitement compte des particularités de la pêche et du contexte économique, social et institutionnel, au sein duquel cette activité opère dans les pays du Tiers Monde. Parmi les aspects d'importance primordiale, figurent :

- le régime d'accès libre et gratuit aux ressources qui, combiné au faible coût d'opportunité du travail, fait de la pêche une occupation de dernier ressort ;
- la structure duale du secteur de la pêche, et l'opposition fondamentale entre pêche artisanale côtière et pêche industrielle hauturière ;
- les contraintes exogènes imposées au secteur de la pêche par les externalités intersectorielles et les distorsions induites par les politiques macroéconomiques et sectorielles extérieures à la pêche ;
- les capacités administratives et de surveillance, souvent modestes dans plusieurs pays ;
- le rôle complémentaire et essentiel du développement des productions primaires en zones rurales.

La nature finie et composite de la ressource disqualifie les politiques de développement fondées sur les politiques d'aide à la mécanisation et au crédit. Elles conduisent à la dégradation de l'état économique des pêcheries et des ressources, ainsi qu'à l'exacerbation des conflits. Une meilleure stratégie de développement des pêcheries plurispécifiques doit reposer sur la compréhension des relations entre l'intensité de pêche et la composition par âges et par espèces de la biomasse et des captures. Une telle stratégie devrait viser à :

- suivre la composition moyenne -âges et espèces- des captures en réponse aux changements dans l'intensité et la distribution de l'effort (effort total, maillage, introduction de nouveaux engins, changements d'espèces cible, changements dans la distribution spatio-temporelle de l'effort) ;

- élaborer des modèles de production plurispécifiques dont les résultats seront traduits en termes économiques et sociaux, en utilisant le prix des espèces pour agréger les captures plurispécifiques obtenues pour des niveaux successifs d'effort de pêche ; exprimer ensuite la valeur agrégée des captures en fonction de l'effort de pêche total pour obtenir la courbe des revenus totaux ou de la production économique brute (pour plus de détails, voir Panayotou 1982) ;

- examiner si la courbe de production économique brute peut être rehaussée en manipulant les variables de choix, c'est-à-dire, non seulement l'effort total, mais aussi la distribution des capacités de pêche disponibles sur les espèces et les âges par des modifications du maillage, de l'importance relative des différents types de pêche et de la distribution spatio-temporelle des opérations des différentes flottilles ;

- retenir des taux d'exploitation et des plafonds de capture inférieurs au maximum de production agrégée soutenue, en veillant au risque de changements irréversibles et d'effondrement chez les espèces plus vulnérables ; cette stratégie est encore plus justifiée d'un point de vue économique, puisque le revenu économique brut atteint un maximum pour un niveau d'effort nettement inférieur à celui qui conduit au maximum pondéral soutenu ;

- garder présent à l'esprit que la variabilité des ressources est une caractéristique inhérente des pêcheries qu'il n'est pratiquement pas possible de prédire, pas plus qu'il n'est possible d'ajuster le volume de la pêche, les capacités de traitement et l'effectif des communautés de pêcheurs au rythme des fluctuations interannuelles des ressources.

La stratégie devrait simultanément reconnaître que le régime d'accès libre et gratuit fait de l'aménagement une condition préalable et une composante du développement de la pêche. Sans un contrôle effectif de l'effort, les politiques de développement qui font appel aux subventions sur les intrants, aux innovations techniques, au soutien des prix des produits ou à la construction d'infrastructures (équipements pour le débarquement et la commercialisation) ne peuvent produire que des bénéfices transitoires. Sur la longue période, elles attireront de nouveaux pêcheurs, au prix d'un épuisement accru de la ressource, sans effet sur la pauvreté et sans améliorer la contribution que la pêche peut apporter au progrès économique des pays (fig. 18.4). Dans une pêcherie ouverte, la meilleure stratégie de développement consiste à d'abord contrôler l'accès (fig. 18.1 et 18.5).

Pour tenir compte des conséquences du chômage à l'extérieur du secteur de la pêche sur celui-ci, de l'attachement des pêcheurs à leur métier comme style de vie, et des faibles capacités de surveillance des pays, une stratégie de développement adéquate privilégiera :

- la promotion de l'emploi dans les activités extérieures à la pêche ;
- la formation continue et la promotion de la mobilité des pêcheurs ;
- la législation et le renforcement des systèmes traditionnels d'aménagement qui reposent sur un contrôle autonome.

La reconnaissance du dualisme des pêcheries artisanales et industrielles amène à envisager une allocation des ressources entre les deux composantes qui aille plus loin que les interdictions mal appliquées du chalutage en zones côtières. Le nouveau régime de l'océan donne aux administrations nationales la possibilité de réglementer la distribution des activités. Cependant, avant de décider une telle réallocation, il sera opportun d'évaluer la viabilité et la valeur sociale des différentes pêcheries en recourant à des prix fictifs qui reflètent correctement la rareté réelle des facteurs de production dans l'estimation des coûts et des bénéfices. Compte tenu de la disponibilité relative actuelle de ces facteurs dans les pays en développement, de la surcapitalisation dans les pêcheries hauturières, des distorsions de prix et de la liberté d'accès, une telle réévaluation conduira dans la plupart des cas à attribuer des ressources halieutiques supplémentaires aux pêcheries artisanales négligées sous le régime de libre accès. Cette ré-allocation des ressources entre les deux segments devra tenir compte de la distribution spatio-temporelle des stocks, de façon à réduire les interactions biologiques et, faute d'y parvenir complètement, déterminer les équilibres à maintenir entre les mortalités que les différentes flottilles infligent aux mêmes stocks. Elle implique également des décisions politiques sur la distribution des rentes produites, en référence aux objectifs généraux de développement du pays.

Quel que soit le schéma retenu pour le partage des ressources, un effort particulier devra porter sur l'adoption de dispositions institutionnelles et techniques, susceptibles de faciliter l'application et de réduire le coût de la surveillance. Une solution, performante pour son coût, au problème de l'application des mesures est offerte par le concept de *droit territorial d'usage halieutique*. Il reprend un mode largement utilisé dans les systèmes coutumiers. Il consiste à découper la bande côtière en secteurs de pêche et à les allouer exclusivement aux communautés de pêcheurs adjacentes. Une fois dotée de droits exclusifs et garantis de pêche sur un secteur délimité, chaque communauté mettra en oeuvre ses propres mécanismes d'application (pression sociale, conseil d'anciens responsables de la collectivité) de façon à prévenir l'intrusion d'allochtones, à réguler l'effort de ses membres, à harmoniser leurs opérations et à régler à l'amiable les litiges courants. La communauté aurait ainsi la motivation et les moyens d'empêcher le chalutage ou l'usage de la dynamite ou d'autres méthodes destructives, aussi bien que la pêche sur les nourriceries par ses propres membres (pour d'autres informations sur le concept de droit territorial d'usage, voir Christy 1982, Panayotou 1982, Smith and Panayotou 1984).

Il n'est pas évident que ces droits collectifs suffisent à empêcher l'intrusion de chalutiers et autres navires hauturiers dans la bande côtière réservée. Plus la ressource se reconstituera consécutivement à l'aménagement et à l'auto-discipline, plus grande sera l'incitation au braconnage. Seuls, les pêcheurs artisans n'auront vraisemblablement pas les moyens techniques d'empêcher les intrusions. Or, si elles ne sont pas contenues, celles-ci réduiront à leur tour la motivation de la communauté à s'auto-contrôler. C'est ici que la solution technique offerte par les *réécifs artificiels* pourrait se révéler intéressante pour empêcher le chalutage, tout en faisant l'économie d'un contrôle

permanent. Si la construction de ces obstacles peut être coûteuse, leurs avantages potentiels sont suffisamment grands pour mériter une évaluation approfondie (Munro and Palovina 1984). Un moyen de réduire au moins partiellement les coûts pourrait consister à utiliser des installations de conchyliculture en eaux profondes, à l'image de la technique qui se développe actuellement en Méditerranée française (Vidal Giraud, sous presse).

L'évaluation de l'intérêt potentiel des récifs artificiels devrait porter sur les aspects suivants :

- réduction des conflits entre pêcheurs artisans et pêcheurs hauturiers ;
- amélioration des performances de l'aménagement dans la zone côtière ;
- réduction des frais récurrents de surveillance ;
- utilisation d'obstacles artificiels comme supports d'une mariculture extensive, ou comme dispositifs d'agrégation du poisson ;
- protection spécifique des nurseries ;
- revenu additionnel pour les pêcheurs artisans, immédiatement par leur participation à la construction des récifs et, à terme, par l'amélioration de la productivité des stocks halieutiques et la réservation, à leur profit, d'une part accrue de la ressource.

Les descriptions de systèmes coutumiers de droits territoriaux sont nombreux : pêcheries lagunaires de Côte-d'Ivoire, pêcheries estuariennes au Brésil, pêcheries côtières du Japon, au Sri Lanka, en Turquie, prud'homies en France et "confraderias" en Espagne, nombreuses pêcheries continentales, ... De fait, les droits territoriaux de pêche collective étaient la règle, et non l'exception, dans la plupart des pêcheries côtières traditionnelles (chapitres 1 et 16 ; Forman 1970, Cordell 1974, Johannes 1976, Klee 1972, parmi d'autres). La réhabilitation des droits collectifs coutumiers offre vraisemblablement la meilleure perspective pratique d'aménagement de pêcheries artisanales dispersées, éloignées et fluides.

Pour ce qui est de l'aménagement des pêcheries hauturières, de nombreuses méthodes (zones et saisons de défens, réglementation des engins, contingents de capture, licences de pêche) ont été proposées et discutées (Anderson 1977, Pearse 1980, Panayotou 1982). Nous examinerons ici les deux systèmes les plus prometteurs, à savoir les contingents individuels cessibles de capture et le système de licences rétrocessibles (chapitres 14 et 15).

Les *contingents individuels cessibles* correspondant aux quotas de capture négociables, introduits récemment "avec un succès considérable" en Australie et en Nouvelle Zélande, quoiqu'il soit encore trop tôt pour les évaluer de façon définitive. Malheureusement, les contingents individuels n'offrent vraisemblablement qu'un intérêt limité pour les pêcheries plurispécifiques tropicales. Comme plusieurs dizaines d'espèces peuvent être simultanément capturées dans un seul trait de chalut, et plus d'une centaine au cours d'une même saison, il sera opérationnellement difficile et coûteux d'éliminer le tri sélectif des espèces et des rejets importants. Aspect très important, ce système suppose l'existence de capacités de contrôle effectif des débarquements, ce dont peu de pays en développement disposent encore.

Un système de *licences rétrocessibles* paraît mieux convenir, quoique l'expérience canadienne en la matière ne soit pas très encourageante en la matière. La première étape consiste à geler immédiatement le nombre de bateaux ou d'engins. La seconde porte sur l'octroi de licences de pêche (contre une redevance) aux navires en activité, sur la base de leur puissance de pêche courante. Initialement, les licences ne seraient pas cessibles et seraient forcloses dès le départ à la retraite du propriétaire ou le retrait du bateau, ceci jusqu'à ce que la flottille ait atteint la taille retenue comme objectif de l'aménagement. Les licences seraient alors librement transférables. Il apparaîtrait ainsi un marché pour l'échange des licences, favorable à l'efficacité, et sans effets pervers marqués sur la distribution.

Le gouvernement a la possibilité d'accélérer la réduction de la flottille en offrant de racheter et de supprimer les licences des pêcheurs qui choisiraient de quitter le métier. Il utiliserait pour cela les revenus tirés des redevances sur les licences en cours de validité. Cette option peut être rendue plus attractive en doublant le système d'un programme de formation et d'embauche dans d'autres activités développées parallèlement. Il est en outre possible d'utiliser un système de licences pour contrôler l'expansion de certaines flottilles, ou en promouvant d'autres selon leurs niveaux d'investissement respectifs, ainsi que pour maîtriser la distribution géographique de leurs opérations, selon le niveau d'exploitation des ressources disponibles. En dépit de l'intérêt théorique de ce système d'aménagement, l'expérience de son application fait défaut dans les pêcheries des pays en développement. Une expérimentation localisée des systèmes de licences pourra se révéler nécessaire avant que leur usage puisse être généralisé.

Etant donné, enfin, l'intérêt d'une reconversion de pêcheurs dans d'autres secteurs de l'économie, les contraintes exogènes qu'imposent au secteur de la pêche ces autres activités et les politiques qui affectent leurs rapports, une nouvelle stratégie du développement des pêches doit reconnaître que la solution à de nombreux problèmes de la pêche se situe souvent hors de ce secteur. Le niveau de vie des pêcheurs ne s'améliorera de façon durable que lorsque leur coût d'opportunité dépassera leurs

revenus courants. Alors, le flux de main-d'oeuvre vers la pêche s'inversera et les ressources halieutiques pourront se reconstituer. Le secteur de la pêche ne peut contribuer au progrès économique et social que si cette activité cesse d'être pour le pays une occupation de dernier ressort. Pour cela, des politiques de développement global qui permettent d'internaliser les effets intersectoriels et de minimiser les distorsions des politiques macro-économiques sont indispensables (Panayotou 1982 et 1985).

6. L'apport des analyses économiques, sociales et institutionnelles

L'élaboration de stratégies plus efficaces de développement ne peut pas se faire sans analyses spécifiques. L'examen des performances passées montre que le bon sens, l'intuition ou l'expérience ne suffisent pas. Ces analyses requièrent un minimum de données sur les aspects biologiques, économiques et sociaux des pêcheries, ainsi que sur les structures et les mécanismes institutionnels présents et passés. Les données biologiques nécessaires ont été évoquées dans la section précédente, ainsi que dans les chapitres 2 et 7. Les données économiques utiles portent sur les prix par espèces et par tailles, ainsi que sur le coût, la structure et la distribution de l'effort de pêche (nombre et catégories de bateaux - y compris leurs engins, structure des coûts de production, temps de pêche, coûts d'opportunité respectifs) et les conditions de crédit (chapitre 13). L'information sur les aspects sociaux porte sur la mobilité professionnelle et géographique, la distribution des revenus, les possibilités d'emploi hors du secteur de la pêche, ainsi que sur les valeurs qui s'attachent, les motivations et la participation aux activités collectives. Les informations sur les institutions concernent l'organisation sociale des communautés, les structures professionnelles, les institutions d'aménagement (coopération entre le secteur public et le secteur privé), les conditions d'accès à la pêche (ouvert ou régi selon des droits traditionnels d'usage, l'appartenance ethnique, des systèmes de castes, ...), les rapports de production (rémunération à la part), les circuits de commercialisation et les rapports coutumiers entre pêcheurs et intermédiaires, de façon à déterminer la compétitivité du marché (chapitre 16).

Cette liste est seulement indicative. Elle doit être précisée à partir d'une hiérarchisation des questions majeures pour le progrès des différentes pêcheries de chaque pays. Cette information doit être analysée pour appréhender le comportement sous-jacent des principales ressources, comme des pêcheurs, leurs interactions et leurs réponses aux facteurs endogènes. Les statistiques sur les captures et l'effort de pêche doivent être analysées pour déterminer les réactions dans la composition démographique et spécifique et, donc, dans la valeur des captures, aux changements d'intensité de la pêche. Cette information sera ensuite combinée aux données économiques sur le prix du poisson, le coût de la pêche et les taux d'intérêt, pour déterminer la relation entre la production économique brute et le coût total. Si les prix

varient avec l'offre, une fonction de demande sera utilisée au lieu du prix du poisson. Cette combinaison d'analyses biologiques et économiques permet d'établir une relation entre les revenus nets (profit) et l'intensité de pêche. L'emploi peut être analysé selon une démarche similaire (fig. 18.1b).

La structure et le fonctionnement des institutions, vues notamment sous l'angle de leur capacité à réguler l'accès, seront ensuite examinés pour déterminer si, avec les institutions en place, les bénéfices économiques et sociaux potentiels peuvent être réalisés ou seront dissipés. Une analyse économique de l'évolution sur la longue période des coûts et des gains dans une pêcherie permettrait de tester les conclusions de l'analyse institutionnelle.

L'évaluation de l'état actuel d'une pêcherie et de son optimum économique permettra de déterminer la réduction souhaitable des capacités de capture. L'analyse sociologique pourra révéler un profond attachement à la pêche comme style de vie, un immobilisme géographique ou professionnel, et d'autres aspects sociaux qui imposeront une réduction plus graduelle de l'effort et des mesures d'accompagnement. L'analyse institutionnelle aidera à sélectionner les structures et les mécanismes les mieux adaptés aux coutumes et à l'expérience d'une communauté particulière. Par exemple, la promotion du développement par l'intermédiaire d'associations professionnelles, et de l'aménagement par l'institution de droits collectifs, a plus de chance de réussir là où existent des communautés connues pour la cohésion de leur structure sociale et leur tradition de droits coutumiers.

Un ensemble d'analyses institutionnelles, économiques et sociales peut ainsi contribuer à déterminer la taille optimale des unités d'exploitation et d'aménagement, qui pourront être régies par des droits territoriaux d'usage collectif. Il faudra pour cela trouver un compromis entre des secteurs de petite taille facilitant l'auto-régulation, et des secteurs de plus grande taille qui permettent de mieux prendre en compte les externalités résultant, par exemple, de l'extension géographique des stocks unitaires. Plus la cohésion sociale de la communauté sera forte, plus celle-ci sera en mesure de réguler l'exploitation de secteurs de grandes dimensions et, donc, d'internaliser les externalités, pour une perte acceptable de sa capacité d'auto-discipline. On voit le très grand intérêt que présente ici l'étude des systèmes coutumiers d'aménagement des pêches. Les droits collectifs territoriaux d'usage ont plus de chances de fournir une solution pratique avec des communautés qui ont un passé de systèmes traditionnels, et que les droits collectifs territoriaux incorporent des éléments culturels qui ont passé avec succès l'épreuve du temps (Panayotou 1988).

Ces analyses sont essentielles à l'élaboration des politiques de développement de la pêche, car elles permettent :

- d'anticiper les réactions des pêcheurs et des non-pêcheurs, aux différents mécanismes envisagés : subventions à la mécanisation, soutien des cours, ...
- de quantifier les effets des politiques sur la ressource, les pêcheurs et l'économie nationale ;
- d'analyser l'impact sur le secteur de la pêche, du développement des autres secteurs et des politiques macro-économiques et sectorielles, comme les subventions à l'agriculture ou les politiques monétaires.

Les analyses doivent évaluer le coût économique et les bénéfices à attendre de différentes politiques, ainsi que leurs implications budgétaires et politiques. On conçoit que, compte tenu des particularités de la pêche et des conditions régnant dans les pays du Tiers Monde, les politiques n'ont guère de chances de devenir plus pertinentes, si elles ne font pas davantage appel à l'analyse des dimensions biologiques, économiques, sociales et politiques des principales pêcheries, et aux contributions des sciences naturelles et sociales qui les sous-tendent.

7. Observations finales

Ce chapitre avait pour objet d'examiner les perspectives et les contraintes du développement de la pêche dans les pays du Tiers Monde et d'évaluer la pertinence des stratégies classiquement appliquées, afin de proposer des démarches mieux adaptées. Cet examen a mis en relief l'intérêt des analyses économiques, sociales et institutionnelles.

D'après mon expérience, l'aménagement offre la stratégie de développement la plus prometteuse : sans lui, aucune autre démarche ne peut aboutir à des effets durables. Les facteurs qui limitent le progrès de la pêche sont, par ordre décroissant d'importance, le vide institutionnel et juridique que représente le régime de libre accès, la nature finie de la ressource, l'antagonisme latent entre pêches artisanales et pêches industrielles, les effets intersectoriels, et les distorsions structurelles induites par les politiques macro-économiques.

Les stratégies classiques ont cherché à promouvoir la pêche par la mécanisation des bateaux, la modernisation des méthodes de pêche et des équipements, les subventions aux facteurs de production - y compris le capital (crédit) -, le soutien des cours. Toutes ces interventions conduisent à accroître l'effort. Toutes ont échoué parce

qu'elles ne reconnaissaient pas les contraintes et les carences créées par : 1) le régime institutionnel de liberté d'accès, 2) le caractère fini et la nature plurispécifique de la ressource, et 3) l'environnement macro-économique au sein duquel opèrent les pêcheries dans le Tiers Monde.

Pour réussir, une approche alternative du développement devrait : 1) s'appuyer sur une compréhension convenable des particularités et des contraintes des pêcheries dans le Tiers Monde ; 2) incorporer l'aménagement, c'est à dire la maîtrise de l'effort, comme préalable et composante du développement ; 3) s'inspirer de l'expérience de l'histoire et des contextes socio-économiques des pêcheries ; et 4) intégrer ce développement dans le progrès économique et social de chaque pays, de façon à tenir compte de l'existence de fortes relations intersectorielles.

C'est précisément parce que les spécificités des ressources halieutiques, de leur exploitation, des communautés de pêcheurs (isolement, immobilisme, cohésion sociale) et de l'économie (chômage, distorsions induites par les politiques économiques) sont fortes que l'élaboration de politiques effectives de développement est difficilement concevable sans le recours à des analyses économiques, sociales et institutionnelles. Elles ne sont pas moins nécessaires, pour le développement, que les évaluations des ressources.

REFERENCES

- Alexander, P., 1980 - 'Sea tenure in Southern Sri Lanka', In A. Spoehr (ed.) - 'Maritime adaptations ; essays on contemporary fishing communities'. Univ. Pittsburgh Press, Pittsburgh.
- Asada, Y., Y. Hirasawa and F. Nagasaki, 1983 - 'Fishery management in Japan'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 238.
- Braudel, F., 1987 - 'Grammaire des Civilisations'. Arthaud Flammarion, Paris.
- Bobb, D., 1982 - 'Trawlers at sea'. *India Today*, 31 July 1982.
- Christy, F.J. Jr., 1982 - 'Territorial use rights in marine fisheries ; definition and conditions'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 227.
- , --, --, 1987 - 'A re-evaluation of approaches to fisheries development : the special characteristics of fisheries and the need for management'. *Indo-Pacific Fishery Commission Rep.*, 1987/10, FAO Regional Office for Asia and the Pacific (RAPA), Bangkok.
- Cordell, J.C., 1974 - 'The lunar-tide fishing cycle in north-eastern Brazil'. In A. Spoehr (ed.) - 'Maritime adaptations ; essays on contemporary fishing communities'. Univ. Pittsburg Press, Pittsburg.
- FAO, 1982 - 'Marine fisheries in the new era of national jurisdiction'. In 'The state of food and agriculture 1980'. *FAO Agr. Ser.*, 12.
- Forman, S.O., 1966 - 'Jagadeiros : raft fisherman of northern Brazil'. Ph. D. dissertation, Columbia University.

- Fredericks, L. *et al.*, 1985 - 'Cost and earnings of small-scale fishermen in Malaysia'. In T. Panayotou (ed.) - 'Small-scale fisheries in Asia : socio-economic analysis and policy'. International Development Research Center (IRDC), Ottawa.
- Gomez, E.D. and H.T. Yap - 'Land-sea interactions in Philippine coastal ecosystems'. Contribution n° 113 presented at the Joint Oceanographic Assembly, Acapulco, Mexico, 23-31 August 1988.
- Griffin, W.L., W.E. Grant and R. Shotton, 1985 - 'A bioeconomic analysis of a CECAF shrimp fishery'. FAO-UNDP CECAF Project, Dakar, Senegal. *CECAF Tech. Rep.*, 82/41: 78 p.
- Johannes, R.E., 1976 - 'Exploitation and degradation of shallow marine food resource in Oceania'. In R.W. Force and B. Bishop (ed.) - 'The impact of urban centers in the Pacific'. Pacific Science Association, Honolulu.
- Klee, G., 1976 - 'The cyclic realities of man and nature in a Palavan village'. Ph. D. Dissertation, Univ. Oregon.
- Lawson, R.M., 1984 - 'Economics of fisheries development'. Praeger Publishers, New York.
- Librero, A., *et al.* 1985 - 'Fish capture technology its relationship to productivity, income and employment'. In T. Panayotou (ed.) - 'Small-scale fisheries in Asia ; socio-economic analysis and policy'. International Development Research Center (IRDC), Ottawa.
- Martosubroto, P. and N. Naamin, 1977 - 'Relationship between tidal forest (mangroves) and commercial shrimp production in Indonesia'. *Mar. Res., Indonesia*, 18.
- Panayotou, T., 1982 - 'Management concepts for small scale fisheries : economic and social aspects'. *FAO Fish. Tech.*, 228.
- , -, (ed.), 1985 - 'Small-scale fisheries in Asia : socio-economic analysis and policy'. International Development Research Center (IRDC), Ottawa.
- , -, 1988 - 'The organization of traditional inshore fishery management systems in the Pacific : a commentary'. Paper presented at the Advanced Research Workshop on the Scientific Foundation for Rights-Based Fishing, Reykjavik, Iceland, 27 June - 1 July 1988.
- Pauly, D., 1979 - 'Theory and management of tropical multispecies stock : a review with emphasis on South-east Asian demersal fisheries'. *ICLARM Stud. Rev.*, 1.
- Pearse, P.H., 1980 - 'Property rights and the regulation of commercial fisheries'. *J. Busin. Adm.*, 182.
- Ruddle, K., 1988 - 'Social principles underlying traditional inshore fishery management systems in the Pacific Basin'. Paper presented at the Advanced Research Workshop on the Scientific Foundation for Rights-Based Fishing, Reykjavik, Iceland, 27 June - 1 July 1988.
- Sardjono, I., 1980 - 'Trawlers banned in Indonesia'. *ICLARM Stud. Rev.*, 4.
- Sarma, A.H.V., 1979 - 'Aquatic pollution as a problem for marine ecosystems and fisheries'. Paper presented at the Protection of the Marine Environment and Related Ecosystems Thailand National Seminar, Bangkok, 26-28 June 1979.
- Smith, I.R., 1979 - 'A research framework for traditional fisheries'. *ICLARM Stud. Rev.*, 2.
- , --. and T. Panayotou, 1984 - 'Territorial use rights and economic efficiency : the case of the Philippine fishing concessions'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 245.

- Thomson, D., 1980 - 'Conflict within the fishing industry'. *ICLARM Newsletter*, 3.
- Troadec, J-P., 1982 - 'Introduction à l'aménagement des pêcheries : intérêt, difficultés et principales méthodes'. *FAO, Doc. Tech. Pêches*, 224 : 64p.
- , ---, 1983 - 'Prospects and practices for Fisheries Development and management : the case of Northwest African Fisheries'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Global Fisheries. Perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New York, 97: 122.
- Turner, R.E., 1977 - 'Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimp'. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 106.
- Vidal Giraud, B., - 'La conchyliculture en mer en Languedoc-Roussillon : Etat de développement et perspectives'. CEPRALMAR (sous presse).
- World Bank, 1984 - 'Harvesting the waters - a review of Bank experience with fisheries development'. The World Bank, Washington, DC.



Photo 27. — Barque de pêche en Thaïlande.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).



Photo 28. — Retour de pêche à Songkhla (Thaïlande).
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).



Photo 29. — Préparation de la terre desséchée du lit du Niger dans l'attente des pluies.
(Cliché J. Van Acker - FAO).

19 - DESERTIFICATION

SUR TERRE ET DANS L'OCEAN

Michael H. Glantz

"La vie quotidienne court après l'herbe qui fuit".

F. Braudel, 1987. Grammaire des civilisations.

"Nous faisons tous partie du système global. Les actions de chacun y affectent la communauté biologique mondiale toute entière. A terme, l'humanité ne peut être séparée de la terre".

L. Dotto, 1988. Thinking the unthinkable.

1. Introduction

Il y a une dizaine d'années, j'ai dirigé la préparation d'un ouvrage sur la désertification. Toutes les contributions à ce volume, sauf une, traitaient du processus de désertification. A l'époque, cette exception pouvait paraître déplacée dans un livre consacré aux effets de la désertification sur les écosystèmes terrestres. Dans ce chapitre,

Michael H. Glantz dirige l'Environmental and Societal Impacts Group au National Center for Atmospheric Research (NCAR) à Boulder, Colorado (E.U.). Ses recherches portent sur les effets du climat sur les sociétés et les impacts de celles-ci sur le climat, notamment sur les façons dont les interactions entre les anomalies climatiques et les activités humaines peuvent affecter la qualité de la vie. Il s'intéresse aussi aux effets des relations air-océan sur la variabilité climatique - comme le phénomène d'"El Niño" - et les ressources halieutiques. Il a obtenu une licence en ingénierie des métaux à l'Université de Pensylvanie (E.U.). Après quelques années passées dans l'industrie, il est revenu à cette Université où il a soutenu une thèse en sciences politiques. Après y avoir enseigné quelques années, il a rejoint le NCAR en 1974. Il a dirigé la préparation de plusieurs ouvrages et est l'auteur de nombreux articles sur des questions se rapportant au climat, à l'environnement et aux politiques.

J. Dana Thompson (1977) s'intéressait en effet aux déserts et aux oasis dans l'océan. L'auteur attirait l'attention sur le fait que de larges étendues de l'océan, où la productivité biologique dans des conditions normales est faible, peuvent être considérées, du point de vue de leur exploitation, comme des déserts.

Dans l'océan, la production commerciale, comme celle de subsistance, est concentrée dans les zones néritiques. C'est aussi dans ces régions que les stocks halieutiques sont les plus exposés aux pressions directes et indirectes d'origine anthropique résultant de la surpêche et des pollutions. Dans les zones côtières plus productives, comme celles qui sont enrichies par des upwellings, les processus qui réduisent la production ressemblent étonnamment à ceux qui affectent la productivité des écosystèmes terrestres.

Au cours de la dernière décennie, la communauté scientifique et les responsables nationaux ont appris à mieux connaître les phénomènes de désertification qui, jusqu'au début des années 60, ne préoccupaient qu'une poignée de spécialistes de l'environnement. Depuis, des centaines de conférences, de colloques et de groupes de travail ont été organisés pour discuter, évaluer et incriminer les facteurs anthropiques ou naturels à l'origine de la désertification terrestre. Aujourd'hui, d'innombrables articles et ouvrages ont été publiés sur les différents aspects de la désertification terrestre.

Le concept de désertification est particulièrement utile lorsqu'il s'agit d'évaluer les causes et les effets de la biodégradation, et d'identifier les remèdes contre la pollution dans un environnement marin côtier, ainsi que les obstacles à leur application. Ce concept met l'accent sur l'intérêt d'une démarche holistique. Dans bien des cas, la recherche d'une cause spécifique de dégradation conduit à incriminer un facteur prédominant quand, en fait, plusieurs facteurs interfèrent. Fréquemment, des spécialistes différents imputent, en fonction de leur spécialité, la dégradation des écosystèmes terrestres à un facteur plutôt qu'à un autre : érosion éolienne ou pluviale, surpâturage et piétinement de la terre par le bétail, peuplements humains, pauvreté, sécheresse, liberté d'accès, ... (Glantz and Orlovsky 1983). En réalité, chaque facteur joue à un moment donné un rôle plus ou moins important. Cela est également vrai pour les ressources renouvelables marines.

La dégradation des ressources vivantes côtières peut avoir une origine naturelle (variabilité climatique) ou humaine (surpêche, pollution). En fait, un ensemble de facteurs interviennent, à un moment donné et dans une région particulière, dans l'altération de la qualité de l'environnement côtier, certains ayant un impact à long terme plus marqué que d'autres. Avec la croissance démographique, la concentration des agglomérations humaines, l'adoption de techniques nouvelles pour l'exploitation des ressources, l'aménagement physique des zones littorales, le rejet involontaire ou

délibéré de substances toxiques, la productivité biologique des milieux côtiers devient de plus en plus difficile à conserver (chapitre 12). En plus de ces agressions de toutes sortes, il faut se préoccuper maintenant d'un phénomène dont on n'a pris conscience que récemment : le réchauffement de l'atmosphère induit par l'émission de gaz à effet de serre, qui aura certainement un impact sur les écosystèmes marins du monde entier (chapitre 4, Bardach 1987).

2. Le concept de désertification

Plus d'une centaine de définitions de la désertification ont été proposées (Glantz and Orlovsky 1983). Une opinion, plus populaire, considère les conditions conduisant à la désertification comme d'apparition récente. Un autre point de vue, plus scientifique, l'interprète plutôt comme une dégradation graduelle d'une propriété utile du milieu (qualité du sol, nature de la végétation, niveau hygrométrique, ...), qui réduit la productivité biologique par rapport à un niveau de référence prédéterminé pour une région donnée. Les premiers voient la désertification comme un événement ; les seconds comme un processus. En fait, l'évènement est le produit final extrême du processus.

Vue comme un événement, la désertification évoque l'image d'un paysage aride, sinon hostile, de dunes de sables en déplacement, où la végétation épars est devenue "sans utilité", la pluviosité faible, la température et l'évaporation élevées ; des populations nomades y subsistent péniblement. Certains observateurs récusent cette conception de "l'inutilité" des zones arides (UNEP/UNEP/COM, 1986) ; selon eux, les zones arides sont potentiellement aptes à soutenir une végétation, par exemple, d'une valeur économique et sociale significative.

Vue comme un processus de dégradation lente, la désertification est plus difficile à concevoir. L'appauvrissement du sol, par exemple, la diminution régulière de la pluviométrie, la disparition de certains végétaux qui constituaient jusqu'alors la base du régime de l'homme et du bétail, apparaissent comme autant d'étapes dans l'apparition graduelle de conditions désertiques. Celle-ci est considérée comme un déclin de la productivité biologique en deçà du niveau auquel la population locale était habituée. Les tenants de ce point de vue considèrent que le processus de désertification est en cours lorsque la baisse de la productivité biologique se manifeste par des effets néfastes, au niveau, par exemple, de la fertilité du sol ou du rendement des cultures.

Le concept de désertification ne s'applique pas qu'aux écozones les plus sèches. Le premier à exprimer cette opinion fut A. Aubreville, un écologiste forestier français qui, en 1949, s'appuya pour soutenir sa thèse sur l'exemple des forêts sèches sahéliennes, où la pluviométrie est de 700-1500 mm par an, et non sur celui des régions arides et semi-arides, où la pluviométrie est inférieure à 600 mm par an. Aujourd'hui, on parle de désertification pour des zones à forte pluviométrie, comme les forêts tropicales humides de l'Amazonie et du Sri Lanka (Tennakoon 1980, Fernside 1986).

Cette multiplicité de définitions a des implications sur l'évaluation des résultats obtenus par les différents pays ou programmes dans la lutte contre la désertification. L'appréciation de leur succès dépendra du choix de la définition : certains verront un succès là où d'autres voient un échec. Il est relativement facile d'identifier des conditions désertiques, là où elles n'avaient pas été observées auparavant. Il est bien plus difficile d'établir, au moins à court terme, un déclin progressif de la production biologique. La variabilité naturelle (bruit) peut masquer toute modification significative (signal) de la productivité. En outre, un déclin des rendements dans une région agricole peut ne pas paraître aussi grave pour ceux qui, dans les meilleures conditions, ne peuvent obtenir que des rendements nettement moindres. Ces derniers seront peu sensibles aux problèmes rencontrés par ceux qui vivent dans des régions plus fertiles.

Dans ce chapitre, la désertification est vue comme un processus.

3. La désertification sur terre

3.1. Les causes

Indépendamment de leur nombre, les facteurs de désertification dépendent de l'écozone considérée : les zones arides sont sujettes à un ensemble de causes, les régions forestières à un autre, les aires irriguées à un troisième, ... Nous prendrons comme exemple le Sahel ouest-africain qui a fait l'objet de nombreuses études (voir Leng 1982 ou Beudot 1985, pour une bibliographie).

On peut délimiter la région sahélienne par sa pluviométrie moyenne annuelle : 100 mm/an à sa limite nord, aux confins du Sahara ; 600 mm/an, au sud. La carte (fig. 19.1) fait apparaître un fort gradient nord-sud : les lignes d'égale précipitation

(isohyètes) sont resserrées, indiquant que les conditions moyennes de précipitation changent rapidement sur quelques centaines de kilomètres.

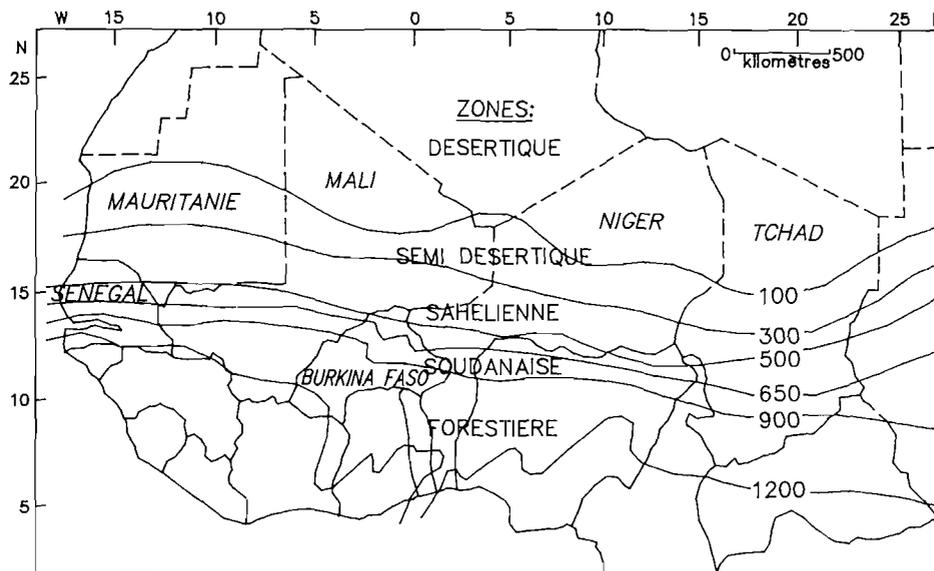


Figure 19.1 - Répartition de la pluviométrie dans la zone sahélienne ouest-africaine.

Comme dans toutes les régions arides ou semi-arides, la pluviométrie varie beaucoup au Sahel, d'une année sur l'autre, ainsi qu'à l'intérieur d'une même saison de culture. La pluie tombe surtout pendant les quatre ou cinq mois d'été. On considère généralement que l'isohyète de 500 mm constitue la limite nord de l'agriculture pérenne non irriguée. Au-delà, mais avec de nombreuses exceptions locales, le pastoralisme prédomine.

Du début des années 50 à la fin des années 60, le Sahel ouest-africain a connu une pluviométrie dont la quantité et la distribution furent considérées par les paysans et les autorités publiques comme favorables à l'agriculture. En conséquence, les paysans se déplacèrent vers cette zone, souvent à l'instigation des administrations nationales. Ils y défrichèrent la terre de sa végétation "indésirable" et préparèrent le sol pour la culture. Mais la terre y était moins fertile, et souvent plus fragile, que dans leurs régions d'origine. Ces terres nouvellement mises en culture étaient vulnérables à l'érosion éolienne, au ruissellement et au lessivage de ses éléments nutritifs. Les pasteurs qui, depuis des siècles avaient l'habitude d'y faire paître leur bétail, durent reculer aux confins méridionaux du Sahara. Mais, la pluviométrie y avait aussi augmenté, du moins à court terme.

Pendant cette période de pluies abondantes, les troupeaux prospérèrent. Il en résulta une pression accrue sur la couverture végétale, par surpâturage et piétinement du sol. En outre, une nouvelle technique avait simultanément permis de multiplier les forages profonds. Les points d'eau saisonniers devinrent permanents. Toutefois, personne ne fut chargé à l'époque de contrôler l'usage de ces puits. On ne se préoccupa pas davantage d'en évaluer l'impact à long terme sur l'environnement et sur la vie des gens qui en dépendaient. Ce n'est que plus tard que l'on s'aperçut que ces puits entraînaient une concentration de troupeaux et la dégradation de la couverture végétale dans un rayon de 20 à 30 kilomètres. En outre, avec l'accroissement de la population dans la région, le ramassage du bois de chauffage et la coupe des buissons et des arbres s'intensifièrent. Ce processus se mit en place au cours des années 50 et 60 relativement pluvieuses.

Lorsque survint à la fin des années 60 une sécheresse prolongée, il devint évident que le régime pluviométrique à long terme de la zone sahalienne était insuffisant pour assurer le maintien des cultures qui s'y étaient développées, pas plus que les troupeaux qui s'étaient multipliés sur ses confins septentrionaux où les pasteurs avaient été repoussés. A partir de 1968, le rendement des cultures commença à décliner. Année après année, les efforts redoublés pour maintenir leur production échouèrent. Confrontés à cette baisse de productivité, les paysans durent, dans bien des cas, quitter leurs terres et retourner au sud, vers des zones plus humides. Peu arrosées et dépouillées de leur végétation, les terres qu'ils abandonnaient étaient devenues vulnérables à l'érosion éolienne.

Simultanément, les éleveurs avaient de plus en plus de mal à trouver des pâturages pour leurs bêtes ; celles-ci s'affaiblirent et, avec la persistance de la sécheresse, commencèrent à périr. Certaines réussirent à survivre quelques temps autour des puits, mais finirent elles-aussi par mourir, *non de soif, mais de faim*, suite à la disparition de la végétation : ainsi avant de disparaître, le bétail contribua à créer des conditions désertiques autour des points d'eau.

L'apparition de tâches arides aux confins méridionaux du Sahara fut interprétée comme une extension du désert, à la vitesse de 50 km par an sous l'effet de la sécheresse prolongée. Chassés par la dégradation des écosystèmes, nombreux furent les paysans et les pasteurs qui finirent leur périple dans les centres urbains et les camps de réfugiés, totalement dépendants de l'aide alimentaire internationale. Lorsqu'au début des années 80, la pluviométrie redevint plus favorable, nombre de pasteurs furent dans l'impossibilité, sans troupeaux, de regagner leurs régions d'origine pour y reprendre leur activité traditionnelle.

Des recherches importantes ont été consacrées à l'évaluation de la capacité biotique des pâturages. L'objectif ultime de ce travail est de déterminer une stratégie qui permette de répondre de façon effective à la variabilité interannuelle qui frappe les terres arides ou semi-arides. On étudie les implications de la surcharge, comme de la sous-charge en bétail. Aucun accord n'a encore été réalisé sur une méthode de détermination objective de cette capacité biotique.

Divers auteurs attribuent la dégradation des pâturages, non seulement à la "sécheresse prolongée du Sahel", mais aussi au fait que ces ressources soient exploitées en commun. Selon eux, les usagers, opérant individuellement ou par petites communautés, ne s'inquièteraient pas des conséquences de l'impact de leur activité propre sur l'ensemble de la couverture végétale. Cette dynamique a été vulgarisée par Hardin (1968) sous l'expression de "*tragédie des communaux*". Ce qui peut sembler rationnel à un pasteur individuel pour survivre aux rigueurs climatiques survenant une année donnée, pourra être ultérieurement irrationnel pour la communauté toute entière : pendant que quelques individus réussissent à surmonter les rigueurs d'une année de sécheresse, les terres arables et les pâturages communs se seront dégradés au point de ne plus pouvoir satisfaire les besoins de la communauté l'année suivante. Les pasteurs seront alors contraints d'aller chercher ailleurs de "nouvelles" terres pour y faire paître leurs bêtes.

Mais d'autres chercheurs contestent l'idée que l'usage commun des ressources renouvelables soit responsable de la désertification de régions arides et semi-arides comme le Sahel. Selon eux, ce n'est pas le principe lui-même de l'usage en commun des ressources renouvelables qui est en cause mais, plutôt, la façon dont les systèmes coutumiers ont évolué. Ceux-ci reposaient sur la connaissance intime des ressources naturelles, la capacité de migrer saisonnièrement et annuellement, l'auto-suffisance, la coopération entre groupes alliés et, plus généralement, l'égalité d'accès aux ressources. Jodha (1986), par exemple, a montré de façon convaincante l'intérêt et la contribution aux moyens d'existence de populations vivant dans certaines zones arides de l'Inde, de systèmes d'exploitation en commun des ressources renouvelables. Avec le développement de l'économie de marché (commercialisation du bétail), la levée de l'impôt en espèces, la croissance démographique et, plus généralement, le bouleversement des structures sociales et des rapports économiques consécutivement à la pénétration de l'économie marchande (chapitre 1), les systèmes traditionnels ne purent bientôt plus maintenir un équilibre satisfaisant entre la production et la productivité naturelle. La capacité propre des différents systèmes économiques et sociaux à utiliser efficacement les écosystèmes à usages, en partie, collectifs et, à l'inverse, le rapport qui existe entre ces systèmes et le processus de désertification demandent à être mieux compris (chapitres 18 et 22).

3.2. Les effets

On a vu que l'évaluation des effets de la désertification dépendait de la définition qu'on lui donne. La définition pessimiste la représente comme une terre, totalement dénudée de végétation, dont les sols dispersés par l'érosion contribuent à la formation de dunes de sable, lesquelles gagnent peu à peu sur les cultures et menacent parfois les villages. Le phénomène prend naissance localement pour s'étendre à mesure que les poches isolées fusionnent pour former de vastes étendues arides.

Bien que, vu sous cet angle, le phénomène soit beaucoup plus général, l'impact de la désertification est plus difficile à évaluer lorsque le phénomène est envisagé comme un processus. Lorsque la productivité de la terre décline, les populations rurales cherchent à compenser la baisse de la production agricole en mettant en culture des terres de fertilité marginale. Le niveau de nutrition des hommes et des bêtes continue à décliner. Les communautés sont alors confrontées à un changement de conditions dont les causes ne leur sont pas évidentes. Ils ne disposent que de peu de solutions spécifiques, sinon aucune, pour contrecarrer une telle évolution. Graduellement, le nombre d'exploitants continue de croître, tandis que la capacité de la terre à les nourrir s'affaiblit. Devant de telles situations, le recours à des solutions techniques, comme l'adoption de variétés de grain à haut rendement, l'utilisation accrue d'engrais ou la mécanisation, est fréquemment proposé ; mais la plupart des paysans sont trop pauvres pour se les procurer. Ceci favorise leur exode et leur remplacement par des paysans plus riches ou des agences publiques. Les paysans déplacés gagnent les villes ou sont forcés de cultiver des terres moins fertiles, où ils continuent d'utiliser des pratiques culturales adaptées aux zones plus humides. Un nouveau processus de dégradation de la qualité des terres marginales s'enclenche, lequel peut éventuellement aboutir à la perte de toute fertilité. Ce cercle vicieux ne fait que commencer dans certains secteurs, mais s'accélère dans d'autres.

Un récent rapport des Nations Unies (Berry 1984) évalue, au niveau mondial, les progrès réalisés dans la lutte contre la désertification. L'auteur conclut que, selon sa propre définition de la désertification, pratiquement aucun progrès n'a été réalisé, et que les perspectives de voir la situation s'améliorer sont minces. Certains pays n'apparaissent pas décidés à s'attaquer au problème ; d'autres ne se sentent pas directement concernés ; d'autres, enfin, considèrent que le processus n'est pas scientifiquement démontré : après tout, globalement, les décennies 50 et 60 ont été relativement pluvieuses sur l'ensemble des zones sahéniennes et la terre peut apparemment y supporter de mauvaises pratiques culturales lorsque les pluies sont bonnes et qu'elle est protégée par une bonne couverture végétale. Tous invoquent l'insuffisance de leurs ressources financières. Sa conclusion d'ensemble est que l'avenir du processus de désertification est "brillant" pour l'ensemble de l'Afrique subsaharienne. Toutes les études s'accordent pour dire que la lutte contre la désertification

dépend principalement de deux facteurs : l'augmentation des budgets nationaux et internationaux pour la réalisation de projets destinés à maîtriser le processus de désertification, et la méconnaissance du processus de désertification et de son impact sur le progrès économique.

Les images par satellite semblent confirmer l'idée selon laquelle la désertification aurait une dimension nationale. Son origine est d'abord locale, et ses effets, locaux ou nationaux. La télédétection révèle que les zones arides gagnent les frontières internationales sans les franchir. Par conséquent, les solutions dépendent finalement d'initiatives nationales.

4. La désertification dans l'océan

4.1. L'application du concept aux écosystèmes marins

Près de la côte comme au large, la dégradation des ressources vivantes se déroule selon des processus similaires à ceux décrits pour la désertification terrestre. On y observe aussi des zones de désertification (événement). Plusieurs stocks de poissons ont été surpêchés au point que leur exploitation commerciale a cessé d'être rentable pour de longues années. C'est le cas, par exemple, de l'anchois du Pérou dans les années 70, de la sardine de Californie dans les années 50, ou du pilchard de Namibie au début des années 80 (fig. 19.2, chapitres 4, 5 et 6).

Les deux concepts d'évènement et de processus s'appliquent aussi aux écosystèmes marins et à leur exploitation. Cependant, le concept de processus est souvent plus utile pour comprendre l'évolution des écosystèmes côtiers. Il est, en effet, tout à fait improbable que le potentiel biologique d'un secteur puisse être réduit à néant: sauf dans l'éventualité d'un accident catastrophique de pollution marine, l'exploitation aura cessé auparavant.

La productivité biologique varie avec le temps. Les prises d'une espèce noble peuvent baisser de façon considérable ; d'autres espèces, éventuellement moins appréciées, pourront proliférer dans le même secteur. Même lorsqu'une corrélation négative est observée entre l'évolution de deux stocks, elle n'implique pas nécessairement l'existence d'une relation de cause à effet : les deux populations peuvent réagir différemment à une même modification de l'écosystème. (Les biologistes tendent

aujourd'hui à accorder moins d'importance à la théorie du "remplacement" ; chapitres 3 et 6). Le cas s'est produit, par exemple, au large du Pérou, au début des années 70, quand le stock d'anchois s'est effondré et que celui de sardine et de quelques autres espèces pélagiques a augmenté. A l'inverse, au début des années 50, l'effondrement du stock de sardine au large des côtes californiennes coïncida avec une augmentation du stock d'anchois (chapitre 6).

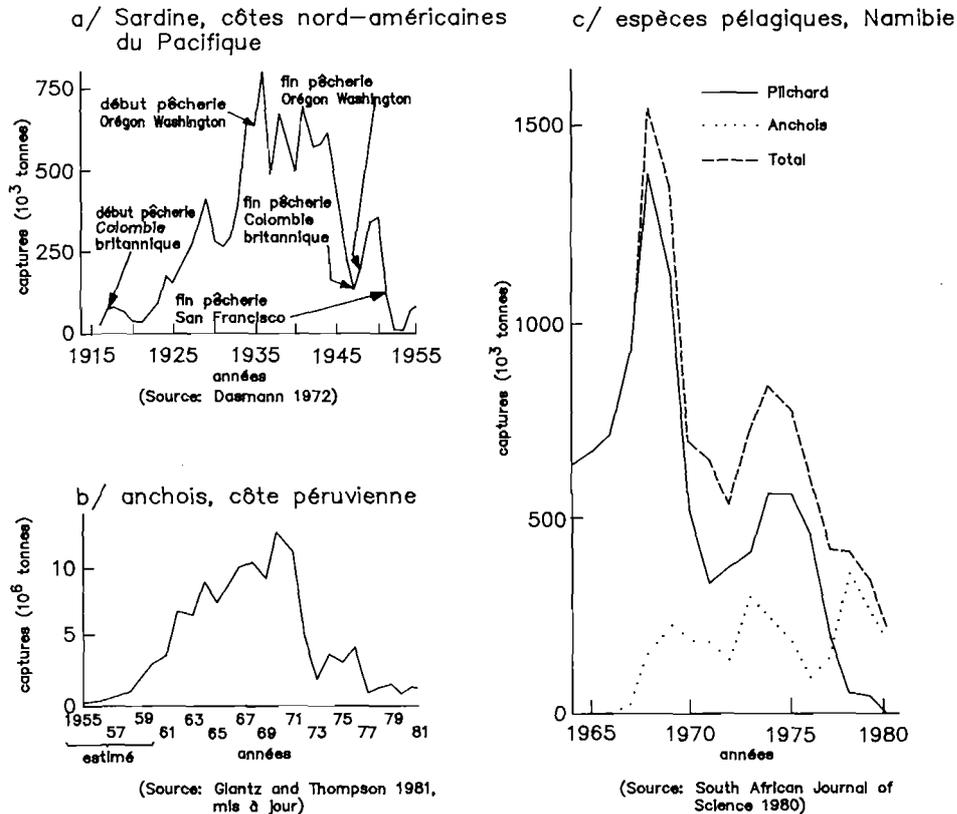


Figure 19.2 - Exemples de fluctuations d'importantes pêcheries maritimes :

- a) pêche de sardine de la côte nord-américaine pacifique ;
- b) pêche d'anchois du Pérou ;
- c) pêche pélagique de Namibie.

Si les débarquements sont destinés à fabriquer de la farine, peu importe les espèces et la taille (même petite) des individus capturés, si la production reste globalement comparable. Par contre, la composition des captures a une autre

importance pour l'écologie de la région. Pendant le phénomène d'"El Niño" de 1982-83¹, qui fut l'un des plus marqués de ce siècle, les populations d'anchois et de sardine présentes au large du Pérou et de l'Equateur déclinèrent. Simultanément, les captures de crevettes et d'autres espèces de poissons, caractéristiques d'écosystèmes plus chauds, augmentèrent au large du Pérou. Les pêcheurs en mesure de tirer profit de l'accroissement d'espèces favorisées par le réchauffement des eaux côtières ne sont pas nécessairement les mêmes que ceux qui subissent les pertes associées au déclin d'espèces qu'ils avaient coutume d'exploiter. Plus généralement, l'adaptation du système d'exploitation au changement d'espèces ne se fait pas sans coût pour les pêcheurs et le pays. Ainsi, au Pérou, les bateaux, les usines et les circuits commerciaux qui, avant 1972, étaient spécialisés dans la pêche de l'anchois pour la fabrication de farine, se révélèrent inadaptés pour la production de conserves, qui apparut alors comme la meilleure forme de valorisation de la sardine et des autres espèces pélagiques devenues dominantes. L'effondrement du stock d'anchois et les bouleversements consécutifs sur l'ensemble du secteur pesèrent lourd dans la décision prise en 1973 de nationaliser la flotte de seigneurs péruviens. Ainsi, des changements dans la composition spécifique d'un écosystème halieutique peuvent avoir de conséquences très importantes, négatives ou positives, sur l'ensemble du secteur de la pêche et l'économie d'un pays où cette activité est appréciable.

A cet égard, l'impact des pollutions sporadiques et les effets d'une forte variabilité climatique interannuelle doivent être distingués du déclin progressif de la productivité biologique, provoquée par l'augmentation graduelle de la pollution, ou sous l'effet des fluctuations à long terme de l'hydroclimat. La dégradation insidieuse, locale ou régionale, des zones côtières a plus de chances d'induire des processus de désertification. Pourtant, les accidents spectaculaires et les échelles nationale et internationale retiennent souvent davantage l'attention.

Dans la discussion sur la désertification, la question de la réversibilité du phénomène est souvent posée (chapitres 4 et 9) : l'évolution négative d'un stock de poissons peut-elle être inversée ? Ceci pose la question de l'existence d'un état stationnaire de référence dans la productivité des stocks halieutiques et de l'effet de la pêche sur la conservation de cet état (chapitre 4). Si très peu d'espèces ont été surexploitées au point de disparaître, les exemples de leur décimation par l'exploitation sont nombreux. La question de la réversibilité doit être analysée sur une échelle de temps convenable. Après avoir disparu pendant presque soixante ans, le hareng du Japon est réapparu récemment en assez grande abondance. Les captures japonaises de sardine (fig. 4.1), qui étaient restées insignifiantes pendant trente ans, ont atteint récemment un niveau trois fois supérieur au record observé durant sa période antérieure d'abondance (1925-1945).

¹ Ou, plus généralement, d'oscillation méridionale (ENSO).

Selon Beddington (1986), la réversibilité des déclin de productivité est difficile à établir. A l'appui de sa thèse, il cite des exemples de populations halieutiques qui n'ont pas encore retrouvé leurs niveaux d'abondance antérieurs, même lorsque la pression de pêche a disparu, alors que d'autres réagissent rapidement à une réduction de leur exploitation. Parmi les poissons, le brochet bleu du lac Erié est un des rares cas établis d'extinction complète. La vache de mer du Pacifique nord et le grand pingouin de l'Atlantique nord sont à inclure dans cette liste, mais les mammifères et les oiseaux ont des stratégies démographiques, qui les rendent plus vulnérables (Ricker 1977).

La compréhension du problème est rendue difficile parce que des phénomènes de nature différente, se produisant à des échelles de temps également différentes, interfèrent. En périodes de recrutement stable, la réversibilité est bonne (chapitre 9). Lorsque celui-ci varie fortement, un stock peut perdre toute valeur économique pour une période indéterminée, sous l'effet des fluctuations à long terme de l'hydroclimat. Mais un stock dont le nombre de classes d'âge a été fortement réduit par la pêche peut se révéler moins apte à franchir une série d'années mauvaises pour son recrutement. La réversibilité est donc comprise et établie pour certains phénomènes ; elle reste à confirmer ou à infirmer pour d'autres, qui restent très mal connus (chapitre 4).

Les analystes et les gestionnaires classent couramment les ressources naturelles en deux catégories : les renouvelables et les non renouvelables. Qu'ils soient optimistes ou pessimistes, la majorité d'entre eux considèrent les stocks halieutiques comme des ressources renouvelables. Ils fondent cette classification sur la propriété que les stocks vivants ont de se reproduire. Plusieurs définitions ont été données des ressources renouvelables et non renouvelables. Selon Klee (1980), "les ressources renouvelables peuvent se maintenir ou se reconstituer de façon continue si elles sont gérées "sagement" : ce sont les sols, les cultures, les animaux domestiques, la terre et les espaces ouverts, l'eau (abiotique), l'eau douce (biologique) et l'eau de mer, les animaux sauvages ou les forêts. Les ressources non renouvelables ne se reproduisent pas, ou ne se reconstituent pas dans la nature à un taux équivalent à celui de leur consommation : ce sont les métaux, les combustibles fossiles, les matériaux de construction, les engrais chimiques, etc."

En fait cette dichotomie est moins nette qu'on pourrait le supposer à première vue, ou plutôt, la conception classique des conditions de la conservation des ressources halieutiques est susceptible d'évoluer avec les connaissances des différents phénomènes qui interviennent dans la conservation des populations. Ainsi, en conditions de recrutement stable, les stocks instables (espèces pélagiques, mollusques bivalves, ...) constituent une ressource renouvelable, selon l'acception classique. En cas de variations importantes de leur recrutement sous l'effet de l'hydroclimat, la ressource ne se renouvèle plus à son taux antérieur. Il n'y a donc pas lieu alors de conserver le taux d'exploitation au taux qui convenait pour la période précédente. La reproduction de groupes taxonomiques, comme certaines algues ou certains bivalves, pourra obéir à

d'autres lois que celles plus courantes et mieux connues chez les poissons. La conservation, localement, d'une biomasse minimale de reproducteurs, pourrait ne pas être fondée (chapitre 9). Ainsi, le progrès dans les stratégies d'exploitation des stocks dépend du progrès dans les connaissances sur les différents phénomènes intervenant dans la réversibilité des fluctuations, notamment celles à long terme.

L'optimisation de l'exploitation des populations halieutiques reste donc soumise à des inconnues portant sur plusieurs aspects de leur reproduction, et à l'effet sur ceux-ci des fluctuations à grande échelle de leur environnement océanique et atmosphérique (tendances climatiques et pollutions). En l'état actuel des connaissances et des méthodes utilisées pour leur évaluation, la définition du caractère renouvelable des ressources pélagiques côtières et, par suite, les avis donnés pour leur conservation apparaissent insuffisants (chapitres 4, 5, 6 et 9).

La figure 19.2, représente les débarquements dans trois importantes pêcheries pélagiques : la sardine de Californie (fig. 19.2a), l'anchois du Pérou (fig. 19.2b) et le pilchard de Namibie (fig. 19.2c). Les chiffres montrent que ces trois pêcheries se sont effondrées. Des explications divergentes ont été données, y compris pour les mêmes pêcheries. Certains observateurs sont convaincus que la surpêche est la cause principale. Si les populations n'avaient pas été aussi réduites par la surpêche, elles auraient probablement pu traverser, sans réduction aussi marquée de leur biomasse, les fluctuations physiques de leur environnement. D'autres affirment avec la même conviction et sur la base d'informations scientifiques aussi convaincantes, que le déclin résulte avant tout de changements survenus dans leur écosystème. Même si une surpêche est intervenue, des facteurs environnementaux furent la cause majeure de l'effondrement de ces stocks.

Les divergences d'interprétation ne se limitent pas à ces trois cas. Murphy (1977, p. 296) faisait déjà observer il y a plus de dix ans : "Au Japon (en ce qui concerne la sardine d'Extrême-Orient) et en Californie ..., les chercheurs eurent tendance à se classer en deux camps. Les écologistes soutenaient que les changements dans le climat océanique étaient responsables des bouleversements qualitatifs et quantitatifs observés dans les populations. Le deuxième camp était convaincu que la pêche était la cause fondamentale de tous les problèmes. Les sardines disparurent."

Même si l'on admet que les changements qui surviennent dans l'environnement sont responsables, faut-il pour autant accepter que des populations de poissons puissent apparaître ou disparaître dans certaines régions en dehors de toute intervention de l'homme ? Si c'était le cas, peut-on considérer que des populations inféodées à une région donnée constituent à un moment donné une ressource non renouvelable ? Si l'on admet que la surpêche est bien la cause majeure de l'effondrement de ces pêcheries, faut-il alors impérativement prôner une régulation de leur pêche sur la base de

conclusions objectives tirées des méthodes disponibles ? Comme l'exploitation de ces ressources reste sujette à un manque appréciable de connaissances et à de nombreuses incertitudes, est-il possible de définir une stratégie d'aménagement que la majorité des observateurs puisse considérer comme "sage", ou sûre. En l'absence de régulations permettant d'interdire l'exploitation d'une population halieutique donnée, et devant la difficulté à déterminer des stratégies d'aménagement sûres, la plupart des ressources pélagiques côtières d'un intérêt commercial, sont susceptibles d'être tôt ou tard sérieusement réduites ou de s'effondrer.

Pour compliquer les choses, le monde est constitué de nations, chacune avec sa propre juridiction sur les ressources côtières présentes dans les 200 milles de sa Zone Economique Exclusive (chapitre 20). Il est donc devenu important de définir le potentiel de renouvellement des ressources au niveau national, plutôt qu'à un niveau plus global. Un pays qui laisserait dégrader ses forêts, son environnement ou ses ressources vivantes marines, en perdrait le bénéfice pour longtemps, et ne pourrait les reconstituer qu'au prix d'un effort et de dépenses considérables.

Ainsi, le concept de renouvellement comporte une dimension spatiale - en Californie, le stock de sardine ne s'est pas encore "renouvelé", - de même qu'une dimension temporelle - le stock n'y est plus disponible en quantités commercialement appréciables depuis son effondrement en 1952. Les stocks fortement affaiblis dans une région peuvent se reconstituer. On a cité déjà le cas spectaculaire de la sardine du Japon. Un débat est actuellement engagé pour déterminer si le stock de sardine de Californie a atteint un niveau suffisant pour que son exploitation puisse être de nouveau autorisée (Mac Call 1983). Ainsi, dans la pratique, un stock peut alternativement passer du statut de ressource non renouvelable à celui de renouvelable. La difficulté, on l'a vu, réside dans le fait que la recherche et les gestionnaires ne peuvent établir avec la certitude nécessaire à l'action, quand ces stocks vont proliférer ou s'effondrer, ni avec quelle amplitude et sous l'effet de quels facteurs causaux, naturels ou anthropiques. Comme Murphy l'observait (1977, p. 305), au sujet de l'emploi des modèles de rendement par recrue et de relation stock-recrutement : "même correctement appliqués, leur utilité se limite à l'évaluation du rendement moyen soutenable et, donc, de la taille de l'industrie. Ils ne peuvent servir à prévoir les événements sporadiques, observés de façon répétée, qui aboutissent souvent à l'effondrement de la population".

Si les pêcheries pélagiques peuvent disparaître sous des conditions défavorables imprévisibles, ne serait-il pas réaliste de les traiter comme des ressources non renouvelables ? Ne serait-il pas "sage" de tenir compte de la probabilité de leur effondrement lors de la planification du développement de leur pêche au niveau national ? Si une majorité de stocks pélagiques se sont effondrés, d'autres n'en feront-ils pas autant ; n'en sera-il pas de même pour ceux qui se sont reconstitués ? Quels sont les groupes taxonomiques les plus susceptibles de telles fluctuations ? Si ceux qui décident du développement d'une nouvelle pêcherie pouvaient savoir quels sont les stocks

naturellement instables, ils pourraient choisir de limiter les investissements à un niveau inférieur pour que, si (ou quand) un effondrement se produit, ses conséquences (chômage, inutilisation du capital, perte de devises) soient moins catastrophiques. Si le potentiel du stock dépassait les capacités de capture et de traitement disponibles, des bateaux étrangers pourraient être autorisés à pêcher de façon temporaire l'excédent contre une redevance, de sorte que les bénéfices d'une prolifération du stock ne soient pas perdus pour la société.

4.2. Les causes possibles

Thomson (1977) cite, comme facteurs susceptibles de provoquer des processus de désertification des écosystèmes marins, la variabilité naturelle, la surpêche et la pollution. Il y a lieu d'ajouter à cette liste : les effets de l'évolution du climat, les changements d'utilisations des terres, les innovations techniques et les politiques d'aménagement. Tous ces facteurs constituant des causes potentielles de pression, ils devraient être pris en considération lors de l'évaluation du potentiel d'une ressource halieutique ou de la fixation d'un niveau de capture.

4.2.1. Variabilité naturelle

La variabilité naturelle du climat, de l'environnement et des écosystèmes marins affecte la productivité halieutique. Certaines populations de poissons sont très sensibles aux changements de l'environnement que l'on peut suivre par des indicateurs, tels que la température ou la salinité (chapitre 9).

Un bon exemple des effets sur une pêcherie de la variabilité d'un écosystème est donné par l'impact, déjà cité, du phénomène d'"El Niño" sur la pêcherie péruvienne d'anchois. D'autres populations peuvent être influencées par des changements plus modérés. Les populations de crevettes sont sensibles aux changements de pluviométrie et aux dépôts terrigènes dans les zones littorales. Au nord du Pérou, pendant l'"El Niño" des années 82-83, l'augmentation subite du stock de crevettes consécutive à l'arrivée d'eaux plus chaudes et à la sédimentation accrue originaire des rivières descendant des Andes est citée comme un des rares effets positifs de ce phénomène sur les côtes de l'Equateur et du Pérou (Arntz 1984). L'importance prise par la variabilité naturelle dans l'exploitation et l'aménagement des stocks halieutiques, à la suite de la pleine exploitation des ressources et des limitations imposées par le nouveau Droit de la mer au déploiement des flottilles hauturières, expliquent le regain d'intérêt pour l'étude des mécanismes du recrutement (Troadek 1988).

4.2.2. Pollution

Les milieux littoraux sont particulièrement vulnérables aux pollutions d'origine industrielle, domestique ou agricole, ainsi qu'aux effets des aménagements littoraux (chapitre 7, 8 et 12). Dans les pays industrialisés, les exemples d'impact de la pollution sur la vie marine sont nombreux. Bell (1978, p. 212) note que "beaucoup de poissons ont été tués par divers polluants", la majorité, d'origine continentale. Mc Hugh (1980, p. 339) observe que : "les espèces anadromes sont les plus exposées aux impacts sur l'environnement, car elles doivent regagner les rivières pour frayer et c'est là que les jeunes grandissent. Des espèces sessiles comme les huîtres et les palourdes, inféodées aux eaux côtières, sont également vulnérables... Il est évident que les saumons sont affectés par toutes sortes de polluants dans les rivières et qu'ils ne peuvent plus atteindre certaines zones autrefois fertiles, à cause de pollutions de formes diverses".

D'autres déchets toxiques peuvent nuire à une pêcherie, sans pour autant réduire les populations de poissons, en rendant les produits impropres à la consommation humaine. Bell (1980, p. 213) constate que "les effets sublétaux n'ont pas été quantifiés en termes de dommages économiques, mais qu'ils peuvent être considérés comme la cause principale du déclin de pêcheries, comme celles d'esturgeon à museau court, de saumon atlantique et de hareng".

Un récent rapport du groupe d'experts sur les aspects scientifiques de la pollution marine (GESAMP), publié par l'UNEP (1982a, p.4), concluait : "l'accroissement des activités sur le littoral augmente ; leurs effets nuisibles sont déjà visibles dans le bouleversement local des habitats. Certains types d'écosystèmes, tels que les récifs coralliens et les mangroves, sont particulièrement menacés. Les dommages s'étendent sur toute la zone côtière et le long du plateau continental pour atteindre les mers continentales et, même, la haute mer".

4.2.3. Utilisations des terres

Le même rapport de l'UNEP (1982a, p. 15) constatait que "le déboisement et le surpâturage ont augmenté la quantité de matières solides dans les rivières, même quand les effluents fluviaux ont diminué avec la construction de barrages et l'utilisation de l'eau pour l'irrigation. Il est notoire que l'Indus et le Nil ont des effets négatifs sur l'érosion littorale et réduisent sérieusement la productivité halieutique".

Des changements dans l'usage des terres peuvent également avoir des effets néfastes sur les estuaires, les mangroves et d'autres zones servant d'habitat à des populations halieutiques pendant une phase particulière de leur cycle de vie. Ainsi, la remontée des saumons dans les rivières peut être affectée par des changements naturels (un courant moindre à la suite d'une période de sécheresse) et, cas plus fréquent, par les activités humaines (construction de barrages) (chapitre 8). De même, la dégradation des forêts de mangrove nuit aux stocks halieutiques. A ce sujet, un rapport (UNEP, 1982b, p. 16) constate à propos de l'Afrique de l'est : "Les marécages à mangrove constituent un habitat important, sinon essentiel, pour une grande variété d'organismes marins qui jouent un rôle économique considérable dans la plupart des pays. De nombreuses espèces de crustacés et de poissons se reproduisent, ont leurs nourriceries, s'abritent ou se nourrissent dans ces marais".

Les modifications réalisées pour développer l'aquaculture peuvent avoir des effets positifs, en augmentant ou en améliorant la productivité biologique d'un secteur. Il est clair, cependant, que l'impact potentiel des aménagements littoraux, y compris ceux situés très en amont du bassin versant (chapitres 7 et 12), mérite d'être évalué à partir du moment où ceux-ci sont susceptibles d'affecter la productivité des régions côtières. Il est important de s'assurer que les gains et les pertes à court terme soient comparés avec ceux que l'on peut escompter à long terme.

4.2.4. La surpêche

Les bibliothèques regorgent d'ouvrages, de rapports et d'articles sur la surpêche et ses effets néfastes sur les stocks halieutiques. Tous mettent l'accent sur la vulnérabilité, certains également sur la variabilité, de ces derniers. Pour les stocks dont le recrutement est relativement stable, y compris pour des taux élevés d'exploitation, les méthodes disponibles permettent de déterminer des stratégies cohérentes d'exploitation. Pour les stocks dont le recrutement varie naturellement de façon importante, il est très difficile de définir objectivement des règles d'exploitation "sage", à l'horizon de l'amortissement des investissements. En outre, le rôle que joue la biomasse parentale sur le recrutement moyen ne dépasse pas le stade du concept (chapitres 4, 6 et 9).

Celui de production maximale soutenable reste insuffisant. Certains auteurs lui attribuent même une responsabilité dans la baisse de production moyenne à long terme de certaines ressources halieutiques. Ainsi, des biologistes péruviens pensent que c'est le choix de ce concept, comme fondement de la stratégie d'aménagement de la pêcherie d'anchois au milieu des années 60, qui a finalement conduit à l'effondrement du stock. Le concept de "production optimale" reflète plus la perception de ces insuffisances, qu'il

ne fournit une méthode, ou des critères objectifs, pour la gestion des ressources halieutiques.

Les manifestations de la surpêche sont bien documentées. Les biologistes distinguent la "surpêche par la croissance" et la "surpêche par le recrutement". La première correspond à une baisse de l'espérance de production de chaque cohorte par la capture prématurée des jeunes qui la composent. La seconde correspondrait à un déclin du recrutement moyen des cohortes successives, par réduction excessive du stock géniteur (Cushing 1977).

Les économistes mettent l'accent sur la nature commune de l'exploitation des ressources halieutiques. La liberté d'accès fait que la taille des flottilles finit, tôt ou tard, par excéder la productivité de la ressource. Lorsque celle-ci vient à décliner, il peut être encore intéressant pour les pêcheurs de continuer à opérer, même si leurs gains ne dépassent pas le seuil de subsistance. Mais, alors, la production du secteur ne pourra que continuer à décliner et, un jour ou l'autre, la pêcherie se révélera incapable de supporter tous les pêcheurs en compétition pour une ressource de moins en moins abondante.

La liste des facteurs potentiels de surpêche ne s'arrête pas là. On peut y inclure le déficit de l'offre mondiale et la montée des prix des produits de la mer qui en résulte, l'adoption de nouvelles techniques réduisant le coût de production, la difficulté pour les pêcheurs de quitter une pêcherie qu'ils connaissent bien et d'où les investissements qu'ils y ont fait ne peuvent être qu'en partie remobilisés (chapitres 15 et 18). Plusieurs de ces facteurs peuvent se conjuguer dans des enchaînements pervers. Ainsi, la liberté d'accès, la mobilité différentielle du capital et du travail évoquée précédemment, la variabilité - de la ressource, mais aussi des marchés, du coût de l'énergie et des taux d'intérêt - et la faible capacité à la prédire, font que les périodes fastes contribuent à l'apparition de surcapacités qui accentueront la surpêche lorsque le stock viendra à décliner ("phénomène de cliquet"), à l'image du scénario décrit pour la "grande sécheresse du Sahel".

Comme l'illustre une évaluation récente de la pêcherie sardinière de Californie (Radovich 1981), distinguer dans ces conditions l'influence négative de la variabilité naturelle de celle de la surpêche est difficile, mais se contenter de fonder un diagnostic sur la seule analyse des effets de la pêche est insuffisant : qu'elle que soit la valeur des arguments montrant que la surpêche risque de conduire à la disparition d'une pêcherie, une incertitude demeure sur le rôle des facteurs naturels, et les décideurs prendront souvent prétexte de l'incertitude affectant des facteurs incontrôlables pour différer des mesures, certes difficiles, mais portant sur des facteurs contrôlables.

4.2.5. Technologie

Les innovations techniques sont utiles lorsqu'elles correspondent aux contraintes d'une pêcherie. Cette condition n'est pas forcément satisfaite. Sans un contrôle simultané de l'effort de pêche, l'introduction de nouveaux équipements dans une flottille accroît la surexploitation et le risque d'effondrement du stock (chapitre 18).

L'emploi du sonar, par exemple, pour détecter de façon précise la localisation des bancs de poissons pélagiques, a ôté à ces derniers un degré de liberté, les rendant ainsi plus vulnérables à la surpêche. On peut en dire autant de l'adoption de bateaux de plus fort tonnage et plus rapides, ainsi que d'engins de pêche plus efficaces, comme le chalut pélagique. En réduisant le coût relatif des investissements, l'introduction, après le Seconde Guerre mondiale, de filets en matériaux synthétiques imputrescibles a facilité le développement de la pêche (Roemer 1970).

L'excès de compétition qui résulte, dans la pêche, des insuffisances des mécanismes d'allocation des ressources (chapitres 15 et 18) fait que l'adoption d'innovations techniques, qui peut être rationnelle au niveau de l'individu pour maintenir sa part de la ressource, conduit à une perte d'efficacité économique et sociale pour la pêcherie considérée globalement. Ainsi, les programmes de motorisation de la pêche artisanale, conduits dans de nombreux pays en développement, ont pu entraîner secondairement la paupérisation des pêcheurs et/ou la réduction de leurs effectifs : lorsque les ressources côtières étaient déjà pleinement exploitées et que la pression croissante de la pêche chalutière contrecarrait l'extension vers le large de l'usage d'arts dormants couramment utilisés dans la pêche artisanale, la motorisation a globalement accru les coûts de production, sans augmenter les gains à long terme de cette dernière (chapitre 18).

Ces conflits entre flottilles font apparaître une similitude avec les interactions entre paysans et pasteurs décrites dans la présentation du processus de désertification au Sahel. Lorsque le plateau continental est étroit, la similarité est encore plus frappante. Les navires-usines, qui ont été lancés avant l'adoption du nouveau Droit de la mer pour la mise en valeur de ressources lointaines (chapitre 1) rivalisent avec les chalutiers de moyen tonnage des pays riverains qui opèrent généralement moins au large. Ceux-ci, à leur tour, empiètent sur les fonds de pêche traditionnels des communautés littorales des pêcheurs artisans (chapitre 18).

L'adoption de nouvelles techniques dans le secteur de la transformation peut avoir des effets similaires. Chaque nouveau développement technique qui accroît l'efficacité d'une usine de traitement, contribue à faire progresser la demande. De façon

plus générale, la demande de l'industrie de traitement peut rendre encore plus difficile les décisions nécessaires sur la limitation de la pêche. Ainsi, en 1972, au moment de l'effondrement du stock d'anchois, Gulland et Boerema (1973, p. 2232) observaient à propos de l'industrie péruvienne : "une capacité de capture et de traitement inférieure à la moitié de leur taille actuelle suffirait à pêcher et à réduire en farine les 9 à 10 millions de tonnes d'anchois que la ressource peut produire ; des économies sur les coûts, supérieures à 50 millions de dollars, pourraient être réalisées en éliminant cette surcapacité".

4.2.6. Les politiques d'aménagement

La littérature scientifique, la grande presse et les forums nationaux et internationaux font un large écho aux politiques d'exploitation des ressources marines vivantes. Leur lecture conduit à penser que les questions relatives à la pêche sont vouées à devenir politiques. Chaque fois que des divergences d'opinion se font jour pour savoir où et quand, comment et par qui, un stock halieutique doit être exploité, ce stock risque de devenir surexploité. Les exemples sont nombreux de politiques nationales et internationales ayant conduit à l'effondrement de populations halieutiques, même si des mesures politiques étaient bien proposées, tant au niveau national qu'international, pour minimiser ce risque.

La pêcherie péruvienne d'anchois illustre bien le poids des facteurs politiques. Au cours des années 60 et au début des années 70, les autorités chargées de l'aménagement et l'industrie se montrèrent peu réceptives aux avertissements exprimés par les chercheurs péruviens et étrangers sur le risque que faisait courir à la pêcherie l'existence de fortes surcapacités. La pression sur le stock demeura très élevée. L'effondrement du stock se manifesta par un échec imprévu du recrutement, qui survint peu avant le déclenchement, lui-même imprévu, de l'"El Niño" de 1972-73. Même après cette catastrophe, l'administration eut à gérer un conflit difficile entre une pression politique très forte et l'urgence de préserver un stock décimé. Le besoin critique de devises poussait les responsables politiques et l'administration à assumer le risque d'une surexploitation accentuée par le déclin du stock. La poursuite de l'exploitation a bien permis, à court terme, des rentrées significatives de devises, mais le pays a pris le risque de perdre un de ses principaux produits d'exploitation.

Ce ne fut que lors de la réunion d'experts organisée par le Ministère des Pêches, à Lima en 1977, qu'il fut décidé d'aménager la pêcherie selon des critères scientifiques et sur la base des connaissances acquises par l'IMARPE¹.

¹ Instituto del Mar del Peru.

Il est intéressant de relever que, même après l'effondrement du stock dans les secteurs nord et central, le gouvernement donna le feu vert à la libre exploitation du stock dans le secteur sud, qui s'étend de part et d'autre de la frontière chilo-péruvienne. L'argument qui entraîna la décision fut que, si les péruviens ne le pêchaient pas, les chiliens le feraient.

L'application aux écosystèmes marins du concept de désertification n'est pas aisée. En général, les observations et les mesures systématiques y sont plus difficiles que sur terre. La mise en évidence des dégradations y est plus complexe. Une difficulté parmi d'autres tient à la mobilité des populations de poissons. Il est encore plus difficile de distinguer sur celles-ci les impacts d'origine anthropique, des effets de la variabilité naturelle, abiotique et biotique, qui interfèrent selon des échelles de temps différentes (Csirke and Sharp 1983). Des méthodes éprouvées existent bien pour mesurer le déclin graduel de la productivité d'un stock : analyses de la structure démographique des captures, des prises par unité d'effort, évolution du niveau de recrutement, ..., mais la variabilité naturelle masque en partie le "signal" des effets d'origine anthropique (chapitres 4, 5 et 9). Les facteurs en jeu dans la productivité sont probablement plus nombreux et plus complexes dans le domaine marin que dans le domaine terrestre, ce qui rend plus ardue la distinction des "signaux" anthropogéniques, du "bruit" de l'environnement. Cependant, l'application du concept de désertification met en lumière la multiplicité des facteurs causaux et les synergies qui apparaissent entre les dimensions écologiques, techniques, économiques, sociales et institutionnelles, dans l'enchaînement du processus de désertification.

Il se peut qu'en mer, la restauration des écosystèmes naturels se révèle également plus difficile que sur terre, où, avec des moyens financiers adéquats, il est possible de réussir, à condition que les facteurs de dégradation soient préalablement maîtrisés. En effet, la fluidité du monde marin y dilue l'effet des mesures.

Les conséquences d'une dégradation des écosystèmes marins peuvent être sérieuses. Ceux qui tirent leur subsistance de leur exploitation peuvent être gravement affectés. Les protéines qu'on ne tire plus de la mer devront être trouvées sur terre. L'alternative inverse est également vraie (Borgshom 1972) : actuellement, les pays de l'Afrique sub-saharienne rencontrent déjà des difficultés croissantes à nourrir leurs populations ; compte tenu du taux de croissance actuel de leurs populations, ces difficultés ne peuvent que croître.

5. En guise de conclusion

La justification dominante, dans cet essai d'application à la mer du concept de désertification, a été de projeter un autre éclairage sur les pressions accrues exercées, délibérément ou involontairement, sur les ressources vivantes, particulièrement dans les zones côtières. A un certain niveau d'abstraction, des similarités apparaissent entre les processus marins et terrestres. L'application du concept à l'évaluation des changements survenant dans les écosystèmes marins pourrait révéler des aspects, jusqu'ici passés inaperçus, des interactions entre la société et l'environnement.

Une telle démarche pourrait aider à trouver des lois de portée plus générale qui, autrement, n'apparaîtraient que comme des problèmes locaux ou régionaux. Les principales causes de désertification marine sont locales, mais ses effets sont régionaux en même temps que locaux. A cet égard, elle diffère des problèmes globaux, soit dans leurs causes (comme l'évolution naturelle du climat), soit dans leurs effets (comme la consommation croissante de combustibles fossiles, dont on craint qu'elle n'induisse un changement global du climat). Mais, si les processus de désertification sur terre et dans la mer constituent des problèmes d'environnement localement induits, avec des répercussions locales et régionales, *le phénomène est universel ; il est donc de portée mondiale*. Ceux qui sont affectés par un déclin de la productivité marine constatent que d'autres sont confrontés au même phénomène. Le concept peut être utilisé comme un schéma conceptuel qui permette aux chercheurs et aux décideurs d'intégrer leurs efforts dans la recherche de solutions.

Par ailleurs, devant l'inquiétude grandissante que suscite l'éventualité d'un changement du climat, il est opportun de se préoccuper des conséquences possibles du phénomène d'effet de serre sur les processus écologiques, tant en mer que sur terre (chapitre 4). Jusqu'ici, les études ont porté exclusivement sur les répercussions éventuelles sur les écosystèmes terrestres et estuariens. Les effets possibles sur les ressources halieutiques et les autres ressources vivantes de la mer n'ont pas encore motivé l'intérêt de la recherche. Il faut espérer que cette lacune soit comblée prochainement.

Chaque cause susceptible de contribuer au processus de désertification en mer peut être envisagée comme une "prédation". Pour une ressource vivante particulière, les pollutions, la variabilité climatique ou océanique, la destruction d'habitats estuariens ou littoraux, l'augmentation de la puissance de capture des bateaux de pêche peuvent tous contribuer à la réduction de sa biomasse, la rendant ainsi ultérieurement plus vulnérable à ces pressions.

Le concept de désertification met aussi l'accent sur l'aspect composite et holistique du processus de dégradation et, donc, sur la nécessité d'une approche multidisciplinaire de son étude. Un ingénieur, chargé de forer des puits profonds dans une zone aride, n'a pas à se préoccuper de savoir si un puits à tel endroit est susceptible d'affecter l'équilibre naturel entre le bétail et la couverture végétale, ni si l'accroissement initial des troupeaux auquel son travail contribue ne favorisera pas finalement la désertification et l'abandon d'une région par une population qui traditionnellement en vivait. Le même risque existe dans la pêche, comme l'illustre l'exemple donné de programmes de motorisation de la pêche artisanale ayant finalement abouti à des résultats contraires à leur objectif (chapitre 18). Les pollutions aboutissent, entre usagers, à des effets similaires. La valeur sociale des écosystèmes naturels doit être prise en compte et protégée. A partir du moment où les pêcheurs, ou les ostréiculteurs, n'ont pas le pouvoir juridique ou politique d'agir contre les sources de pollution, la responsabilité de conserver les ressources dont vivent les premiers, et d'assurer leur sauvegarde pour les générations futures, incombe à la puissance publique. Une autorité doit être désignée et dotée des instruments législatifs appropriés. Tous les écosystèmes, naturels et exploités, connaissent des besoins similaires. On trouvera par exemple dans Stone (1974) une présentation des problèmes posés par l'exploitation et la conservation des forêts.

Si le raisonnement par analogie constitue une méthode utile, il n'est pas pour autant exempt de pièges. Les connaissances tirées de l'observation des phénomènes de désertification aident à comprendre le problème de la conservation des écosystèmes marins. Même si la correspondance n'est pas parfaite, des similarités claires apparaissent entre les processus d'évolution et de dégradation de l'environnement et les interactions avec la société. Aussi longtemps que la science ne sera pas à même de comprendre et de prévoir la variabilité naturelle des écosystèmes, les stratégies qui doivent assurer simultanément leur exploitation efficace et leur conservation pour les générations futures ne pourront être que sous-optimales et entâchées de risques.

REMERCIEMENTS

Je voudrais exprimer mes remerciements à Marie White pour ses commentaires critiques sur le manuscrit. Je remercie également Maria Kentz, pour son aide constante dans la rédaction des différentes versions de ce chapitre, ainsi que Jan Stewart et Regina Gregory pour leur patience et pour l'intérêt qu'ils ont montré pour sa préparation.

REFERENCES

- Arntz, W.E., 1984 - 'El Niño and Peru : Positive Aspects'. *Oceanus*, 27, 2, 36-39.
- Aubréville, A., 1949 - 'Climats, Forêts et Désertification de l'Afrique Tropicale'. Paris, France : Société d'Éditions Géographiques, Maritimes et Coloniales.
- Bardach, J.E., 1987 - 'Global warming and the coastal zone'. Keynote paper presented at the Conference on Developing Policies for Responding to Future Climate Change, 28 September - 2 October, 1987, Villach, Austria.
- Beddington, J.R., 1986 - 'Shifts in resource populations in large marine ecosystems'. In K. Sherman and L.M. Alexander (eds.) - 'Variability and Management of Large Marine Ecosystems', AAAS Selected Symposium 99. Westview Press ; Boulder (CO), USA : 9-18.
- Bell, F.W., 1978 - 'Food from the Sea : The Economics and Politics of Ocean Fisheries'. Westview Press, Boulder (CO), USA.
- Berry, L. (with the UN Sudano-Sahelian Office), 1984 - 'Assessment of Desertification in the Sudano-Sahelian Region, 1978-1984'. UNEP/ GC.12/Background Paper 1. Nairobi, Kenya : UNEP.
- Beudot, F., 1985 - 'Elements for a Bibliography of the Sahel Drought'. Paris, France : OECD.
- Boerema, L.K. and J.A. Gulland, 1973 - 'Stock Assessment of the Peruvian Anchovy (*Engraulis ringens*) and Management of the Fishery'. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30: 2226-2235.
- Borgstrom, G., 1972 - 'Ecological aspects of protein feeding - the case of Peru'. In M.T. Farvar and J.P. Milton (eds.) - 'The Careless Technology'. The Natural History Press ; Garden City, NY, USA.
- Csirke, J. and G. Sharpe (eds.), 1983 - 'Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neretic Fish Resources'. San José, Costa Rica, 18-29 April 1983. *FAO Fish. Tech. Rep.*, 291, vols I, II and III.
- Cushing, D.H., 1977 - 'The problems of stock recruitment'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish Population Dynamics'. New York, USA : Wiley Interscience : 116-133.
- Dasmann, R.F., 1972 - 'Environmental Conservation (3rd Edition)'. New York, USA : J. Wiley and Sons.
- Fernside, P.M., 1986 - 'Settlement in Rondonia and the token role of science and technology in Brazil's Amazonian development planning'. *Interciencia*, 11, 5: 229-236.
- Glantz, M.H. and N. Orlovsky, 1983 - 'Desertification : A review of the concept'. *Desertification Bull.*, 9: 15-22.
- Glantz, M.H. and J.D. Thompson (eds.) 1981 - 'Resource Management and Environmental Uncertainty : Lessons from Coastal Upwelling Fisheries'. New York, USA : Wiley-Interscience.

- Hardin G., 1968 - 'The tragedy of the commons'. *Science*, 162: 1243-1248.
- Jodha, N.S., 1986 - 'Common property resources and rural poor in dry regions of India'. *Economic and Political Weekly*, 21: 27.
- Klee, G.A., 1980 - 'World Systems of traditional Resource Management'. New York, USA : J. Wiley and Sons.
- Leng, G., 1982 - 'Desertification : A Bibliography with Regional Emphasis on Africa'. Bremen, FRG : Univ. Bremen.
- Mac Call, A.D., 1983 - 'Variability of pelagic fish stocks off California'. *Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources* ; San José, Costa Rica, 18-29 April 1983 ; *FAO Fish. Tech. Rep.*, 291 : 101-110.
- McHugh, J.L., 1980 - 'Coastal fisheries'. In R.T. Lackey and L.A. Nielsen (eds.) - 'Fisheries Management'. Oxford, UK : Blackwell Scientific Publications : 323-346.
- Murphy, G.I., 1977 - 'Clupeoids'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish Population Dynamics'. New York, USA : Wiley Interscience : 283-308.
- Radovich, J., 1981 - 'The Collapse of the California Sardine Fishery : What have we learned ?' In M.H. Glantz and J.D. Thompson, (eds.) - 'Resource Management and Environmental Uncertainty : Lessons from Coastal Upwelling Fisheries'. New York, USA : Wiley Interscience : 107-136.
- Ricker, W.E., 1977 - 'The Historical Development'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish Population Dynamics'. J. Wiley & Sons Ltd, London : 1-26.
- Roemer, M., 1970 - 'Fishing for Growth'. Cambridge, MA, USA : Harvard Univ. Press.
- Stone, C.D., 1974 - 'Should Trees Have Standing ?' Los Altos (CA), USA : W. Kauffman, Inc.
- South African Journal of Science, 1980 - 'A Critique of "The Control of a Pelagic Fish Resource," Vol. 76 (October) : 453-466.
- Tennakoon, M.U.A., 1980 - 'Desertification in the dry zone of Sri Lanka'. In R.L. Heathcote (ed.) - 'Perception of Desertification'. Tokyo, Japan : United Nations Univ. : 4-33.
- Thompson, J.D., 1977 - 'Ocean deserts and ocean oases'. In M.H. Glantz (ed.) - 'Desertification : Environmental Degradation in and around Arid Lands'; Boulder (CO), USA : Westview Press : 103-139.
- Troade, J.-P., 1988 - 'Why study fish population recruitment ?' In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory on Biological - Physical Interactions in the World Ocean'. Kluwer Academic Publishers : 477-500.
- UNEP, 1982a - GESAMP : 'The Health of the Oceans'. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 16.
- UNEP, 1982b - 'Conservation of Coastal and Marine Ecosystems and Living resources of the East African Region'. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 11.
- UNEP/UNEP/COM, 1986 - 'Arid Land Development and the Combat Against Desertification : An Intergrated Approach'. Moscow, USSR : USSR Commission for UNEP.



Photo 30. — Virage du chalut sur un navire de grande pêche.
(Cliché G. Massart - IFREMER).

20 - LES DIMENSIONS INTERNATIONALES DE LA PECHE ET DE SON AMENAGEMENT

Edward L. Miles

"Ce fut une révolution que l'exploitation en grand, dès la fin du XVIème siècle, de la morue des bancs de Terre Neuve. Elle provoqua une bousculade entre Basques, Français, Hollandais, Anglais, les plus forts chassant les moins protégés".

F. Braudel, 1979. Les structures du quotidien.

"L'Etat côtier se fixe pour objectif de favoriser une exploitation optimale des ressources biologiques de la zone économique exclusive".

Convention des Nations Unies sur le Droit de la mer. Article 62, paragraphe 1.

Edward L. Miles travaille, tant comme chercheur que comme praticien, sur les aspects internationaux de la pêche depuis 1967. Il a servi comme consultant auprès de la FAO et de l'Agence des Pêches du Forum du Pacifique sud. Il est membre du Comité consultatif de la FAO sur la recherche sur les ressources marines et l'a été, entre 1976 et 1982, du Comité sur la recherche et les statistiques du Conseil pour l'aménagement des pêcheries du Pacifique nord (USA). Il assume, depuis 1981, la fonction de chef des négociations auprès de l'Autorité Maritime des Etats Fédérés de Micronésie. Il dirige actuellement l'Institut d'études marines et est Professeur d'études marines et d'affaires publiques à l'Université de Washington (E.U.). Le Dr. Miles est l'auteur de nombreux ouvrages sur l'aménagement des pêches mondiales.

1. Introduction

Pour de multiples raisons, la pêche commerciale est par nature internationale. Parmi les stocks halieutiques, beaucoup sont mobiles et se déplacent de part et d'autre des limites de juridiction nationale. Là où les stocks sont communs, la juridiction sur leur pêche est partagée ; des contacts entre les pays sont nécessaires. Parfois, cette coopération est institutionnalisée dans le cadre d'organismes internationaux, les commissions régionales de pêche. Les circuits du négoce mondial des produits de la pêche représentent une autre dimension internationale, au même titre que les programmes de développement des pêches et, plus généralement, d'exploitation des océans. Ces deux dernières dimensions se manifestent par des externalités dans la mesure où les intérêts et les activités d'un Etat côtier peuvent être affectés, généralement de façon négative, par les actions et les décisions des Etats voisins.

Ces relations doivent être prises en compte dans les politiques nationales de pêches puisqu'elles affectent les possibilités effectives d'action des Etats riverains sur l'ensemble de leurs activités halieutiques. Elles accroissent l'incertitude et la difficulté à disposer, en temps voulu, des renseignements nécessaires à la rationalisation de leurs pêches. C'est pourquoi les dimensions internationales élargissent le champ et compliquent les responsabilités des responsables nationaux, tout en augmentant de façon sensible le coût des affaires par celui des transactions.

Toutes ces caractéristiques ont été radicalement modifiées par la révolution récemment survenue dans le régime juridique de l'Océan mondial. Bien que les premières initiatives soient plus anciennes, c'est essentiellement à partir de 1976 que le partage des compétences en matière d'aménagement des pêches a commencé à être profondément remanié. Ce bouleversement, manifeste dans l'attitude des Etats riverains, s'est cristallisé dans le concept de Zone Economique Exclusive (ZEE), entériné en 1982 dans la Convention des Nations Unies sur le Droit de la mer. L'extension de la souveraineté des Etats côtiers sur les ressources vivantes et non vivantes présentes dans une zone de 200 milles au droit de leurs façades maritimes est maintenant chose admise, en pratique, par la communauté mondiale.

Cette mutation du statut légal des stocks halieutiques revient à investir l'Etat côtier de droits de propriété sur ces ressources. Dorénavant, l'Etat riverain est maître de décider de la prise totale autorisée dans chaque pêcherie qu'il contrôle, de sa propre capacité de capture et de l'existence ou non d'un excédent à partager. Aucune tierce partie ne peut contester ses décisions, puisque cela reviendrait à remettre en question son autorité discrétionnaire. Ainsi, aujourd'hui, la quasi-totalité des ressources mondiales de poissons démersaux, de stocks pélagiques côtiers, ainsi que celles de mollusques et de crustacés, est passée sous la juridiction des Etats côtiers. Les seuls

points restant en discussion portent sur les stocks communs et l'harmonisation de leur pêche entre Etats voisins, ainsi que sur les dispositions nécessaires à l'aménagement de la pêche des grands migrateurs et des stocks dont la distribution s'étend à la fois sur différentes zones économiques et l'océan au-delà des juridictions nationales. Dans ces deux cas particuliers, la coopération internationale est la condition *sine qua non* d'un aménagement effectif.

Ce chapitre vise à évaluer jusqu'à quel point, vu sous l'angle international, ce transfert de compétences modifie les termes de l'aménagement et du développement des pêches commerciales. Dans ce but, l'impact de l'extension de la compétence des Etats côtiers sera successivement envisagé sous l'angle :

- des conditions de l'aménagement,
- des termes de la coopération internationale,
- des circuits du négoce international des produits de la pêche,
- du rôle des commissions régionales d'aménagement.

2. L'impact de l'extension des juridictions nationales sur les conditions de l'aménagement des pêches

2.1. Effets de la révolution intervenue dans le partage des compétences

Avant les premières tentatives d'extension des juridictions nationales et son adoption à peu près générale, la principale difficulté dans l'aménagement des pêches se situait au niveau de l'autorité. Puisqu'un Etat riverain n'avait aucun contrôle sur l'exploitation des ressources situées au large de ses côtes, au-delà de ses eaux territoriales ou d'une zone économique réduite à 12 milles, tous les participants à la pêche, qu'ils ressortissent ou non de sa juridiction, se trouvaient sur un pied d'égalité. Les juridictions concurrentes pouvaient se concerter au sein de commissions régionales de pêche. En l'absence de tels mécanismes, l'accès aux ressources s'effectuait sur le principe du "premier arrivé, premier servi" : dans ces conditions, l'intérêt de la conservation de la ressource ne pouvait guère être pris en compte, puisque les poissons laissés pour le lendemain par un pêcheur quelconque avaient de bonnes chances d'être pris par d'autres le jour même (Christy and Scott 1972).

Par ailleurs, même là où de telles commissions existaient, le fait qu'aucun Etat participant n'ait de droit incontournable d'aménagement *ab initio* impliquait que tout arrangement devait être négocié et que la plupart des décisions devaient être prises à l'unanimité. Ces arrangements étaient destinés à faciliter la coopération, sur une base volontaire, pour la collecte des données nécessaires à l'évaluation des stocks, l'adoption de plafonds de capture, la négociation de leur partage en contingents nationaux et l'adoption de réglementations sur les zones ou les saisons de fermeture de la pêche, le maillage minimal, etc. Comme la compétence était fractionnée et que personne n'exerçait de contrôle effectif, la surveillance et l'application des réglementations laissaient en général beaucoup à désirer ; les conflits étaient fréquents. Puisque chaque règlement devait être négocié entre des participants théoriquement égaux, les procédures de décision étaient lentes et laborieuses. Par rapport à l'évolution réelle de l'état des pêcheries, le temps de réponse des organismes était excessif et l'efficacité générale faible (Burke 1967).

Le transfert de compétences au profit des Etats riverains inscrit dans le concept de ZEE a, d'un seul coup, radicalement modifié ces conditions (Moore 1981, Burke 1983). Aujourd'hui, aucune ambiguïté ne subsiste sur l'exercice de l'autorité. Mais, en même temps, de nombreux Etats riverains en développement rencontrent des difficultés réelles à contrôler effectivement la pêche de leurs ressources. Aussi, une fois signés les accords sur le droit d'accès, l'application des réglementations reste en pratique souvent assez lâche. Il n'en demeure pas moins que, depuis 1976, presque toute pêche étrangère est désormais soumise à un accord sur le droit d'accès. Ceux-ci traduisent les formes de contrôle que les Etats riverains cherchent à exercer sur les flottes étrangères admises à opérer à l'intérieur de leurs zones et la nature des bénéfices qu'ils cherchent à retirer. Il faut relever ici que les flottilles étrangères sont presque toujours exclusivement visées dans l'exercice de l'autorité des Etats côtiers. Les navires nationaux sont rarement soumis aux mêmes réglementations. Cela signifie qu'une partie seulement du problème, fût-elle importante, qui existait avant l'extension de la juridiction des Etats côtiers, a été résolue. En conséquence, puisque les Etats riverains s'abstiennent en général d'imposer un contrôle à leurs propres ressortissants, l'exploitation de leurs ressources marines garde tous les caractères qui résultent de la libre accessibilité, avec les conséquences qui en découlent de surpêche et de surinvestissement. Si donc, les Etats riverains tirent des avantages de l'extension de leurs juridictions, ces bénéfices sont, en général, bien inférieurs au revenu total net que leurs sociétés pourraient potentiellement en retirer.

2.2. *La multiplication des accords d'accès*

Carroz et Savini (1978, 1983) ont publié les analyses aujourd'hui les plus complètes des tendances qui se sont manifestées dans les derniers accords d'accès aux

zones de pêche. Les 92 accords étudiés, conclus entre 1975 et 1977, peuvent être classés en trois ensembles :

- ceux qui prévoient la réduction graduelle de l'activité des flottes étrangères,
- ceux qui accordent des droits réciproques aux bateaux de chaque partie dans leurs zones de juridiction respectives,
- enfin, ceux qui définissent les clauses d'accès des flottilles étrangères.

La plupart des accords examinés relèvent du troisième ensemble : leurs termes fixent le nombre et la taille des bateaux autorisés, la délimitation des zones de pêche qui leur sont ouvertes, les quotas de capture et d'autres mesures comme le paiement de redevances ou les conditions relatives à la surveillance et l'application des réglementations. Dans le cas d'ententes entre un Etat maritime industrialisé et un Etat riverain en développement, les accords prévoient également d'autres concessions au bénéfice des Etats côtiers portant, par exemple, sur le débarquement de poisson dans les ports locaux, la formation de pêcheurs autochtones à bord des navires étrangers, les dispositions en matière de coopération économique et financière, de formation, de recherche, d'échanges commerciaux ou de création d'entreprises conjointes. Ces tendances n'ont pas varié dans les 171 accords analysés pour la période 1978 - 1982.

2.3. Conséquences pour la grande pêche

Il est intéressant d'analyser les répercussions qu'a pu avoir ce bouleversement dans le partage des compétences juridiques et les orientations privilégiées dans les accords bilatéraux sur le droit d'accès et, d'abord, les conséquences sur le volume et la composition de la production mondiale, ainsi que sur l'activité et le déploiement des flottes lointaines.

Le tableau 19.1 montre que les plus forts taux annuels de croissance observés pendant cette période sont de 9,3 % et qu'il est tombé à 1,1 % après 1970 (fig. 1.1). Ce tassement significatif s'est manifesté *avant l'extension générale des juridictions nationales*. Il a donc une autre origine. Il pourrait bien être dû au fait que, partout dans le monde, les productions approchaient les limites du potentiel de capture des ressources conventionnelles mondiales, estimé par la FAO à environ 100 millions de tonnes (chapitre 1). Ces tendances lourdes et leur séquence d'apparition indiquent que l'extension des juridictions nationales n'a pas eu d'impact significatif sur la production mondiale d'origine marine (Miles 1987).

Tableau 20.1 - Evolution de la production mondiale de poisson (1958-1984)
 Source : Annuaires FAO des statistiques de pêche.

Années	Production totale en millions de tonnes	
1958	28	} augmentation : 121 %
1970	62	
1975	61	
1976*	65	} augmentation : 17 %
1978	65	
1980	64	
1982	68	
1984	73	

* L'extension des juridictions sur les zones économiques de pêche s'est accélérée à partir de 1976.

Toutefois, ces statistiques globales ne mettent pas en lumière les effets importants sur la composition des captures par types et zones de pêche et, notamment, sur le volume de l'activité et le déploiement des flottes de grande pêche (FAO 1981, Kaczynski 1983, Miles 1987).

C'est dans l'Atlantique nord-ouest (fig. 1.4) et dans le Pacifique nord-est que les captures des flottes hauturières ont chuté de la façon la plus spectaculaire. Ces régions comptent parmi les plus riches en ressources classiques, notamment démersales. L'effondrement de l'activité des flottes lointaines dans ces zones a toutefois été contrebalancé par une augmentation de leurs captures dans l'Atlantique sud-est et sud-ouest, l'océan Indien-ouest et -est, le Pacifique centre-ouest et nord et l'Antarctique (Kaczynski 1983, Miles 1987). Les captures en provenance de l'Antarctique portent avant tout sur des ressources nouvelles, tandis que celles de l'océan Indien et du Pacifique centre-ouest consistent, en premier lieu, en thonidés, et notamment en listao.

On a vu que l'extension de leur juridiction avait réorienté au profit des Etats côtiers le flux des richesses, par l'octroi de licences, tirées de la pêche des ressources de leur ZEE. Les flottilles de grande pêche, en revanche, ont perdu le libre accès à leurs zones de pêche traditionnelles. A l'exception de deux zones précitées (Atlantique nord-ouest et Pacifique nord-est) où leur activité a été fortement réduite, les pays armant des flottilles de grande pêche se sont adaptées de différentes façons. Ils ont signé des accords bilatéraux d'accès - y compris par la création d'entreprises conjointes (qui seront étudiées plus loin en détail) ; ils ont orienté leur pêche différemment,

recherchant certaines espèces dans de nouvelles zones en deçà et au-delà de la bande des 200 milles ; certains ont entrepris de développer de nouvelles techniques pour la capture d'espèces mésopélagiques profondes (Miles 1987, Kaczynski 1983).

On doit toutefois distinguer le comportement et les initiatives prises par le Japon et l'URSS, d'une part, de ceux des autres pays armant des flottes de grand pêche comme la Bulgarie, la République de Corée, Cuba, l'Espagne ou la Pologne, d'autre part. Les deux premiers, dont la production domine les pêches mondiales, ont en effet une marge de manoeuvre supérieure. L'extension des zones économiques s'est accompagnée, il est vrai, de bouleversements sévères dans les schémas de déploiement de leurs flottes ; mais, ils ont pu s'y adapter en créant des entreprises conjointes et en cherchant de nouvelles possibilités à l'intérieur de leurs propres zones comme en haute mer. Ces efforts d'adaptation se sont, bien entendu, répercutés par des coûts. Pour le Japon qui subissait en même temps une forte inflation, cela s'est traduit par une réduction importante de sa flotte hauturière, ainsi que de la production de cette dernière par rapport à celle de ses flottilles côtières. Mais les autres puissances halieutiques, sauf peut-être la République de Corée, dont la marge de manoeuvre était moindre ont dû faire face à des contraintes bien plus sérieuses ; ils ont pu moins facilement absorber les coûts inhérents de restructuration de leur secteur n'ayant, à court terme, que peu ou pas de solutions d'échange pour satisfaire leur demande interne en protéines animales.

A l'impact négatif de l'extension des juridictions nationales sur le déploiement des flottilles de grande pêche est venu s'ajouter l'effet de l'augmentation du prix du carburant. Cette dernière charge a été d'autant plus difficile à absorber qu'elle s'est répercutée sur les coûts de la construction navale, des réparations, de la main-d'oeuvre et des assurances. Mais, curieusement, cet accroissement des charges supporté directement par les armements n'a pas été le déterminant majeur de l'augmentation des cours du poisson sur le marché mondial. Une analyse effectuée par la FAO (1981) montre en effet que les augmentations importantes intervenues dans le prix des produits de la mer se sont produites *avant l'extension des juridictions nationales et, aussi, avant le premier choc pétrolier* déclenché en 1973 par l'OPEP. Le renchérissement du prix du poisson s'est en effet produit en 1971. Il peut s'expliquer par "... une offre relativement inélastique face à une demande accrue, due largement à l'augmentation du revenu *per capita*" (p. 107). Cette séquence conforte encore le rôle attribué à la pleine exploitation du potentiel halieutique mondial dans la crise actuelle des pêches (chapitre 1).

Kaczynski (1983-a) montre que, pour la même raison, le recours aux sociétés conjointes *a précédé l'extension des juridictions nationales* : à partir de 1976, cette extension a accentué la tendance initiale, la nécessité d'accéder à la ressource l'emportant rapidement sur la stimulation déclenchée par le renchérissement des cours du poisson dans la prolifération des entreprises conjointes. A l'exception de la flotte soviétique confrontée à des problèmes bien différents (Kaczynski 1987), les flottilles de

grande pêche n'en ont pas pour autant été moins affectées par l'élargissement des zones économiques et la hausse du prix du carburant.

On peut ainsi conclure de cette analyse des tendances lourdes que l'activité des flottes de grande pêche se réduira graduellement au cours de la prochaine décennie au profit de celle des flottilles côtières. Même si l'extension des juridictions nationales n'est pas la cause initiale du déclin de la grande pêche, le changement dans le régime de l'océan sera déterminant pour l'essor des flottilles locales, du fait des perspectives nouvelles qu'il leur ouvre.

3. Les schémas de coopération internationale

Avant l'extension générale des juridictions nationales, le fait que la compétence des Etats riverains à administrer les pêches était sérieusement restreinte et que personne n'exerçait de contrôle effectif sur la pêche constituait un exemple classique de "tragédie des communaux" (Hardin 1968) : dans une situation de libre accessibilité, la coopération est en effet réduite au minimum et la régulation inefficace. Il s'en suit un gaspillage biologique et économique considérable : en l'absence de décisions faisant autorité, aucun participant n'est convaincu que d'autres ne tireront pas profit de restrictions qu'il serait prêt à s'imposer.

Là où les stocks sont circonscrits au sein d'une seule zone économique exclusive, le transfert de compétence aux Etats côtiers modifie radicalement la situation. Devenu "propriétaire" de la ressource, l'Etat riverain a maintenant toute latitude pour envisager les perspectives à long terme, et non plus seulement les problèmes de conjoncture immédiate, pour développer des stratégies d'aménagement adaptées à ses atouts et faiblesses spécifiques, pour reconsidérer les conditions d'accès faites aux navires étrangers comme à ses propres pêcheurs. Pourtant, une décennie après le début de l'extension générale des compétences juridiques nationales, force est de constater que, pour diverses raisons, cette occasion n'a pas encore été saisie au plan national (Miles sous presse). Il faut néanmoins souligner que, depuis que l'accès des navires de grande pêche est régulé, le privilège de pêcher est devenu une denrée rare qui se négocie : là réside la motivation première de la coopération entre Etats côtiers et flottilles hauturières.

3.1. La coopération et le développement des pêches : négocier l'accès par l'entremise d'entreprises conjointes

Des entreprises conjointes existaient déjà, on l'a vu, avant que l'extension des juridictions ne devienne générale. Le recours à de telles entreprises a d'abord été motivé par la montée de la demande pour des produits de la pêche que l'offre ne pouvait satisfaire. Cette pénurie s'est traduite par une hausse du prix du poisson par rapport à celui des autres denrées alimentaires. Cet enchaînement a été particulièrement marqué au Japon où l'indice des prix au débarquement des espèces majeures (1969-1971 = 100) est passé de 52,3 en 1961, à 111,8 en 1971, 129,4 en 1976, 154,5 en 1977, pour retomber légèrement (150,9) en 1978 (FAO 1981, tableaux 2-9, p. 109).

Il n'est donc pas surprenant que, sur les 369 entreprises conjointes de pêche existant en 1979, 203 aient été créées avec des intérêts japonais (Kaczynski and Leviel 1980). Fait encore plus significatif, 173 d'entre elles existaient déjà en 1976. Au Japon, la période d'expansion rapide s'est située entre 1970 et 1973 et, en 1980, sur un effectif mondial de 650 entreprises conjointes dans le secteur des pêches, 219 comprenaient des intérêts japonais (Kaczynski 1983). Dans son étude, Kaczynski conclut : "L'état de l'économie nationale a été déterminant dans l'expansion du nombre d'entreprises conjointes auxquelles le Japon participe. D'autres facteurs, comme le prix du carburant, les termes de la division internationale du travail ou le transfert de technologie, bien que directement liés à la création d'entreprises conjointes, ont joué un rôle moindre."

La participation japonaise mise à part, la progression des entreprises conjointes dans le secteur des pêches a connu une forte relance à partir du moment où les flottilles hauturières se sont trouvées exclues de leurs zones de pêche traditionnelles par l'extension des zones économiques. D'un autre côté, de nombreux Etats côtiers en développement qui ne disposaient pas des capacités nécessaires pour exploiter les ressources sur lesquelles leur compétence juridique s'était étendue, voyaient dans les entreprises conjointes un moyen rapide pour développer leurs propres industries. De même, des Etats côtiers industrialisés comme les Etats-Unis ont pensé trouver dans les entreprises conjointes une voie toute tracée pour accéder à des marchés pour écouler le produit de ressources que leurs flottilles avaient quelque peu négligées jusqu'alors. Ainsi, l'existence d'intérêts complémentaires entre pays armant des flottes de grande pêche et divers Etats côtiers est à l'origine de la multiplication des entreprises conjointes. Désormais, elles proliféreront, soit dans le cadre de contrats de collaboration bilatérale, soit par la création de sociétés par actions.

Il faut souligner ici que ces entreprises de pêche conjointes constituent une forme privilégiée de coopération Nord/Sud : en 1979, 78 % d'entre elles associaient des partenaires de pays industrialisés à des Etats côtiers en développement (Kaczynski and

Leviel 1980). A elle seule, cette observation confirme la tendance déjà relevée, selon laquelle les Etats riverains en développement soucieux de promouvoir leurs industries de pêche se servent de la négociation d'accords d'accès pour obtenir des avantages divers. Si, donc, sans l'extension des juridictions nationales, des entreprises conjointes auraient de toute façon vu le jour après 1976, leur essor n'aurait pas été aussi rapide sans l'élargissement des zones économiques. Les Etats côtiers en développement et ceux qui possèdent d'importantes ressources encore sous-utilisées par leurs propres flottilles ont trouvé dans le nouveau régime juridique de l'océan un atout pour mobiliser une coopération à leur profit.

3.2. La coopération pour l'aménagement entre pays en développement

L'extension de la compétence juridique des Etats côtiers a eu également pour effet d'intensifier la coopération régionale entre pays en développement là où elle existait déjà, et de susciter la création d'organismes régionaux nouveaux pour faciliter cette coopération là où elle était encore modeste.

3.2.1. Le comité des pêches de l'Atlantique centre-est

En Afrique occidentale, par exemple, le Comité des pêches de l'Atlantique centre-est (COPACE), qui opère dans le cadre de la FAO, fut créé dès 1967 avec, en particulier, les objectifs suivants :

- faciliter sur une base régionale, la collecte des statistiques de pêches et l'évaluation des stocks ;
- favoriser l'adoption de mesures d'aménagement des stocks communs (Garcia et Poinsard sous presse).

Pour être effectif, ce travail devrait s'accompagner de programmes de surveillance comprenant éventuellement l'embarquement d'observateurs à bord des navires étrangers. Des structures fonctionnelles devraient également être mises en place au niveau national pour obtenir des données auprès des pêcheurs locaux et étrangers. Les difficultés que rencontrent actuellement les Etats dans l'exercice de leur autorité sur les deux ensembles de flottilles ne peuvent que se répercuter négativement sur la fiabilité des statistiques. Aussi le progrès dans la collecte des données et l'évaluation des stocks dépend-t-il directement de la capacité des Etats côtiers à suivre l'activité des flottilles et à appliquer les réglementations. L'effet des insuffisances actuelles est

particulièrement marqué dans les pêcheries où le type de ressources et le niveau d'effort de pêche posent problème.

Les mesures d'aménagement ayant nécessairement des répercussions sur la distribution des richesses entre flottilles locales et lointaines et, donc, sur les objectifs poursuivis par chaque Etat membre, il faut s'attendre à ce que dans ces conditions les prises de décisions rencontrent de fortes oppositions, ce qui ne peut que réduire le flux des bénéfices futurs escomptables. Là où elle se justifie, la régulation du niveau global d'effort de pêche peut être rendue également difficile lorsque les objectifs de développement des différents Etats côtiers divergent de façon sensible. Cette difficulté est encore accentuée par l'extension des juridictions, puisqu'une limitation de l'effort ne peut être discutée et mise en oeuvre que par l'intermédiaire des plans nationaux de développement. En revanche, l'extension des juridictions peut aider à appuyer, et elle l'a déjà fait, des demandes régionales de coopération et d'appui en matière de recherche sur les pêcheries.

3.2.2. L'agence des pêches du Forum du Pacifique sud

Dans le Pacifique centre-ouest et sud-ouest, la création de l'Agence des pêches du Forum (FFA), créée par le Forum du Pacifique-sud pour lui servir de structure opérationnelle dans le secteur des pêches, résulte directement de l'extension des juridictions des Etats insulaires. Cette initiative se justifiait par l'importance potentielle des ressources de listao et de thons pour l'économie des Etats du Pacifique. La FFA a servi très efficacement de cadre pour la coopération entre Etats insulaires lors de leur négociation d'accords d'accès aux flottes étrangères (Clark 1983, Doulman 1987). Cette coopération a porté sur la création d'une base commune de données sur les captures, l'effort, l'évolution des prix, ainsi que sur la fourniture par son Secrétariat d'une assistance individuelle aux Etats membres lors des négociations avec des armements étrangers et leurs gouvernements. Les évaluations de ressources sont effectuées par une équipe, restreinte mais compétente, opérant au sein de la Commission du Pacifique sud. La base de données est probablement meilleure que celle dont on dispose pour les pêcheries de l'Afrique occidentale car, dans le Pacifique, les pêcheries sont plus simples, la limitation de l'effort n'est pas à l'ordre du jour et l'activité des flottilles locales reste modeste et distincte de celle des flottes lointaines.

Le résultat net des efforts intenses déployés par la FFA depuis la fin des années 70 a été une amélioration rapide des connaissances sur les pêcheries de la région, des analyses globales sur la stratégie et la tactique de deux plus importantes flottes de grande pêche (du Japon et des Etats-Unis), et la négociation d'une série d'accords d'accès qui ont augmenté considérablement les revenus des Etats membres. Vu le potentiel de capture disponible, le niveau d'effort prévisible pour leur exploitation et la

capacité d'absorption des marchés mondiaux pour le listao et le thon, il n'y a pas lieu d'imposer, dans un avenir immédiat, de mesures fines d'aménagement au niveau régional. Ainsi, le problème de l'incompatibilité de plans nationaux de développement peut-il être différé.

Néanmoins, consciente qu'il est préférable de traiter le problème de la régulation de l'effort avant qu'il ne devienne aigu, une réunion de hauts responsables des pays membres a, en 1985, recommandé que : "la FFA établisse un bilan des gains et des coûts liés au contrôle de l'effort dans les pêcheries de thon de la région - y compris les implications relatives aux mécanismes institutionnels -, des diverses méthodes de régulation de l'effort et de la répartition des bénéfices et des coûts" (FFA 1985).

Dotés sur place d'un système performant pour l'aménagement de la pêche étrangère, les Etats membres ont entamé des discussions sur la surveillance et l'application des réglementations. Un Registre régional a été créé par la FFA : tout navire étranger doit être inscrit sur ce Registre et répondre à certaines normes avant d'être autorisé à pêcher dans la région ; en cas d'infractions graves, ce droit peut être révoqué ; il le restera aussi longtemps que l'Etat dans la zone duquel les incidents se sont produits n'a pas obtenu satisfaction ; une fois rayé du Registre, un navire ne peut obtenir le droit de pêcher dans quelque ZEE que ce soit, tant qu'il n'a pas été réinscrit dans le registre.

On notera, enfin, que cette région est en mesure de négocier, soit individuellement - chaque Etat membre se référant alors à une série de principes conjointement acceptés-, soit conjointement. Dans le premier cas, la diffusion par l'intermédiaire du Secrétariat d'informations sur les modalités de chaque négociation aide considérablement chaque Etat membre à déterminer ses propres pratiques. En outre, les Etats membres de la FFA peuvent négocier en bloc ou, éventuellement, en sous-groupes, montrant ainsi leur capacité à régler sans tensions excessives les questions du partage interne des redevances. Les négociations récemment conclues dans le cadre de l'accord régional avec les Etats-Unis donnent un bon exemple de cette capacité.

3.2.3. La Commission permanente du Pacifique sud (CPPS)

La situation dans le Pacifique sud-est diffère de celles qui caractérisent les deux régions précédentes. Dans le cadre de la CPPS, la coopération porte sur les pêcheries qui intéressent deux ou plusieurs Etats membres (Arriaga sous presse). Les thèmes privilégiés sont au nombre de quatre :

- l'aménagement et la régulation de la pêche thonière ;

- l'aménagement et la régulation des autres pêches ;
- l'harmonisation des politiques halieutiques nationales ;
- la recherche d'une solution au problème posé par les stocks s'étendant au large des ZEE.

Depuis que les Etats-Unis sont arrivés à s'entendre avec les Etats du Pacifique-ouest, mais pas encore avec ceux du Pacifique-est, le problème posé par la pêche thonière dans cette dernière région est devenu plus sérieux que celui qui prévaut dans le Pacifique centre-ouest et sud-ouest. Une résolution partielle de la Convention interaméricaine sur le thon tropical - et les termes de réglementation s'y afférant - n'a pas encore été mise en oeuvre, le nombre de signatures requis pour la ratifier n'étant pas atteint. De toute façon, même si la résolution était adoptée, l'Equateur, le Mexique et le Pérou ne signeraient pas l'accord. Cette absence d'entente sur un schéma d'aménagement et de régulations, acceptable à la fois aux Etats riverains et à ceux qui arment des flottilles de grande pêche, fait que l'effort de pêche ne peut être régulé à aucun niveau. En outre, l'utilisation par les Etats-Unis de la clause, prévue aux termes de l'Acte Magnuson sur la conservation et l'aménagement des pêches (MFCMA), d'embargo à l'encontre des Etats qui exercent unilatéralement leur juridiction sur les thoniers américains, est à l'origine des divergences de vues profondes qui affectent les relations entre les Etats-Unis et les pays sud-américains de la côte ouest dans le domaine des pêches.

Pour ce qui est de la coopération sur les pêches des ressources autres que le thon (par exemple, les céphalopodes, les requins, les raies, les crevettes, etc.), les Etats membres de la CPPS essaient conjointement de trouver les mesures qu'il conviendrait de prendre pour leur aménagement, de définir les modalités d'échange de techniques de pêche et des informations sur les prévisions de marché (Arriaga sous presse). Ils cherchent également, avec un certain succès, à harmoniser leurs politiques halieutiques, en particulier vis-à-vis des Etats-Unis, et s'efforcent, à travers une nouvelle organisation, l'OLDEPESCA¹, de réguler sans la participation des Etats-Unis les pêches thonières régionales. Apparemment, tous les Etats membres ne s'accordent pas encore sur cet objectif. La question des stocks s'étendant au-delà des zones exclusives vient d'être inscrite à l'ordre du jour de la CPPS. Il s'agit des stocks qui intéressent les Etats riverains, mais dont l'état est affecté par l'activité des flottes hauturières opérant immédiatement au large des zones exclusives.

¹ OLDEPESCA : Organisation latino-américaine pour le développement des pêches.

3.3. L'aménagement des stocks communs

Il est donc clair que la "nationalisation" des ZEE n'a en rien modifié l'intérêt et les termes des relations internationales dans le domaine des pêches. L'extension des juridictions a bien changé la nature des rapports entre Etats riverains et pays armant à la grande pêche : l'Etat côtier est responsable de l'aménagement et dispose de l'autorité sur la pêche des stocks présents à l'intérieur de sa ZEE. Là où les stocks sont partagés, l'extension des juridictions a réduit le nombre des partenaires dont les décisions conditionnent l'aménagement. Toutefois, le nouveau Droit de la mer ne fournit aucune directive sur la manière de prendre conjointement ces décisions. En réalité, par sa nature même, la compétence élargie crée plus de problèmes d'aménagement des stocks communs qu'il n'en existait auparavant sous le régime de libre accès. La Convention de 1982 se borne à préconiser (Art. 63) :

"- Là où le même stock, ou plusieurs stocks d'espèces associées, se trouvent dans les zones économiques exclusives de deux ou de plusieurs Etats riverains, ces Etats doivent s'efforcer, soit directement, soit par l'intermédiaire d'organisations régionales ou sous-régionales appropriées, de s'entendre sur les mesures nécessaires pour coordonner et assurer la conservation et la mise en valeur de tels stocks, sans porter atteinte aux autres dispositions de cette Partie (de la Convention).

- Là où le même stock, ou plusieurs stocks d'espèces associées, se trouvent à la fois à l'intérieur de la zone économique exclusive et dans une zone extérieure mais adjacente à cette zone, l'Etat riverain et les Etats qui pêchent de tels stocks dans la zone adjacente doivent s'efforcer, soit directement, soit par l'intermédiaire d'organisations régionales ou sous-régionales appropriées, de s'entendre sur les mesures nécessaires à la conservation de ces stocks à l'intérieur de la zone adjacente."

Obligation est ainsi faite aux Etats côtiers et, dans le cas de flottilles étrangères pêchant des stocks qui migrent entre les zones nationales et la haute mer au-delà des 200 milles, aux Etats halieutiques étrangers également, de se consulter pour aboutir à un aménagement concerté. Mais la Convention ne fournit aucun critère de décision, pas plus qu'elle ne dit mot des conséquences d'une incapacité éventuelle à s'entendre. C'est pourquoi le problème de l'aménagement conjoint des stocks partagés, déjà fort complexe, est aggravé par l'adoption générale de juridictions élargies. Consciente de cette lacune, la FAO accorde une grande priorité à cette question.

Dès 1977, Saetersdal est intervenu sur ce point lors de la 11ème session du Comité des Pêches (COFI) de la FAO mais seulement à titre d'information, ce point n'étant pas inscrit pour action à l'ordre du jour. Saetersdal proposa une méthode et des critères pour l'aménagement et l'allocation des stocks communs. Pour les stocks pleinement exploités, il a prôné un aménagement portant sur la totalité des aires de

distribution. Le schéma qu'il proposait prévoyait l'adoption chaque année d'une prise totale admissible (TAC) pour l'ensemble de la ressource en question, suivie de sa ventilation en contingents de capture par zones. Il faudrait s'attendre, indiquait-il, à des difficultés en raison des variations dans la distribution et l'abondance des stocks, ainsi qu'en raison de leurs déplacements saisonniers ; pour ces raisons, tout schéma d'allocation basé sur les performances historiques serait nécessairement compliqué. Il y aurait lieu, à son avis, "... de ventiler le TAC global proportionnellement aux productions actuelles dans les différents secteurs, ou aux moyennes sur une période récente" (Saetersdal 1977).

Saetersdal attira également l'attention sur les complications qui ne manqueraient pas de surgir s'il fallait tenir compte également de la répartition géographique des stades précoces antérieurs au recrutement. Il ne suggérait aucune solution particulière à cette question difficile, mis à part les critères qui lui paraissaient essentiels à considérer lors de l'allocation, à savoir :

- les schémas de distribution et de migration de la partie exploitable du stock ;
- la distribution des juvéniles et des prérecrues ;
- la localisation des frayères et la distribution des oeufs et des larves ;
- l'histoire de la pêcherie et, notamment, les schémas antérieurs de répartition de l'activité des flottilles et des rendements, ainsi que les réglementations.

Postérieurement à Saetersdal, Gulland (1980) a publié un essai sur les aspects biologiques de la question. Il y analyse les différents schémas de distribution et de migration et leurs implications sur le partage. Les démarches à suivre pour l'aménagement des stocks communs devraient tenir compte de ces schémas, parmi lesquels il distingue :

- les migrations saisonnières régulières ;
- les déplacements réguliers en relation avec le cycle de vie des espèces ;
- les mouvements et dispersions non orientés ;
- les changements à moyen et à long terme dans les schémas de distribution des stocks.

Selon lui, le dernier type de déplacement est important : là où de tels changements se produisent, les schémas de partage ne peuvent être définitifs ; ils doivent pouvoir être modifiés dans le temps. Chaque type de situation peut nécessiter

des modes d'aménagement et de coopération différents. La coopération dans le domaine de la recherche sera bénéfique, mais ses retombées seront inégalement réparties entre les parties : il y aura parmi celles-ci des "gagnants" et des "perdants". Dans certains cas, les bénéfices dépendront de la décision de coordonner totalement les mesures d'aménagement ; dans d'autres cas, un pays pourra bénéficier des mesures qu'il prendra, sans avoir à se soucier des actions des autres.

Troadec (1983) a également étudié les implications des schémas de distribution et de migration sur l'aménagement des stocks communs. Il a attiré l'attention sur le fait que, dans le cas de stocks qui effectuent des migrations et des déplacements marqués, les pays qui pêchent les poissons jeunes affectent directement les rendements des pays dont les flottilles pêchent les poissons plus âgés, sans que ces dernières aient la possibilité d'exercer des mesures symétriques de rétorsion : leur concurrence ne s'exprime pas sur un pied d'égalité.

Enfin Munro (1987) s'est attaqué à la même question, mais d'un point de vue économique. Il a souligné que les aspects politiques et juridiques devaient également être pris en compte. Il s'est efforcé de dégager une démarche susceptible de faire progresser l'aménagement et des règles de décision propres à déboucher sur des solutions optimales au sens de Pareto¹. Il fait valoir que : "dans ces conditions, lorsque les points de vue sur la stratégie optimale d'aménagement diffèrent de manière significative entre les administrateurs ou les partenaires potentiels, le noeud du problème réside dans les perspectives, ou dans leur absence, d'un aménagement effectif conjoint."

Munro part d'une hypothèse étayée par un grand nombre d'évidences : là où les bénéfices économiques nets qu'un propriétaire unique peut tirer d'une ressource dépendent aussi des activités extractrices d'un autre ou d'autres exploitants, les bénéfices en l'absence de coopération seront toujours moindres que ceux que l'on pourrait obtenir d'une collaboration (chapitre 14). Cependant, il n'existe pas de solution pratique si chacune des deux parties (quand elles sont deux), ou de toutes les parties, ne retire de la coopération au moins autant d'avantages, sinon plus, que le coût de sa mise en oeuvre. Même quand de telles opportunités existent, aucune règle évidente ne dicte le bon choix parmi les divers compromis politiques envisageables.

Il s'agit ici de décider du poids à donner aux points de vue des différentes parties sur l'aménagement. Les écarts entre leurs préférences proviennent généralement de différences dans leur appréciation du taux d'actualisation des bénéfices sociaux, c'est-à-dire de la valeur qu'est susceptible de prendre pour leurs sociétés la ressource au cours

¹ Selon Pareto, une solution est optimale lorsque la situation d'une partie quelle qu'elle soit ne peut plus être améliorée sans dégrader davantage la situation des autres parties.

des années à venir. Lorsque la marge de négociation d'un partenaire est réduite à une seule dimension, par exemple la pêcherie en question, c'est-à-dire lorsqu'il n'est pas possible de faire appel à des transferts ou à des paiements compensatoires extérieurs, la politique susceptible de conduire au meilleur bénéfice potentiel sera alors celle qui correspond aux préférences du partenaire jouissant du taux d'actualisation le plus faible. Une telle solution n'est pas satisfaisante, car peu efficace, dans la mesure où elle ne permet pas de satisfaire les préférences des autres partenaires.

Munro préconise une solution qui s'attache plus à définir les bénéfices potentiels à partir d'une base purement biologique - telle l'augmentation de la production pondérale des stocks -, avec comme objectif la maximisation des gains économiques nets retirés de la pêcherie par l'ensemble des partenaires. Vu sous cet angle, le principe des paiements compensatoires est automatiquement admis : plus personne ne négocie sur une base unidimensionnelle. Néanmoins, pour que l'accord soit durable, chaque partie doit être intimement persuadée que celui qui serait tenté de frauder s'expose à subir des pénalités supérieures aux bénéfices temporaires qu'il pourrait escompter tirer de sa fraude (chapitre 14).

Les analyses de Saetersdal, Gulland, Troadec et Munro ont contribué grandement à la compréhension du problème de l'aménagement des stocks partagés. Je souhaite examiner maintenant, d'un point de vue essentiellement politique, quelques cas réels et voir dans quelle mesure ils correspondent aux solutions préconisées par ces auteurs. Cette analyse sera basée sur mon interprétation des conditions qui existent, depuis 1976, dans l'Atlantique nord-est, centre-est et nord-ouest, et dans le Pacifique nord-est, tropical-est, centre-ouest et sud-ouest.

La première question qui se pose est de savoir si l'état des stocks partagés suffit à lui seul à inciter les États côtiers à s'intéresser aux problèmes de leur aménagement et à leur apporter des solutions. Si tel n'est pas le cas, suffit-il de faire valoir l'existence de plus-values économiques substantielles, escomptables d'un aménagement concerté des stocks communs, pour que des initiatives soient prises en ce sens ? Ce n'est pas nécessairement le cas.

Dans le premier tiers du XX^{ème} siècle, des solutions ont été effectivement apportées au problème de l'aménagement conjoint de stocks, comme ceux de saumon, de flétan et de phoque à fourrure dans le Pacifique-nord. Dans un cas, celui du phoque, l'objectif a bien été de réaliser par l'aménagement des plus-values économiques, et pas seulement d'assurer le prélèvement du potentiel pondéral de capture.

Les États de l'Atlantique nord-est n'avaient pas réussi à progresser dans l'aménagement conjoint de leur pêcheries avant que la Politique commune des pêches

de la CEE soit mise en place en 1985. Aujourd'hui encore, aucun progrès en ce sens n'est apparu dans l'Atlantique centre-est. Au début des années 50, une solution avait bien été apportée à l'aménagement de la pêche thonière dans le Pacifique tropical-est ; malheureusement, lors de l'extension des juridictions, elle a mal résisté au désaccord apparu entre les pays riverains d'Amérique latine et les Etats-Unis sur le partage du potentiel de capture. Pourtant, l'élargissement des zones économiques a tout de même suscité quelques démarches conjointes, qui ont été couronnées de succès dans l'Atlantique nord-ouest (USA/Canada) et le Pacifique centre-ouest et sud-ouest (Agence des pêches du Forum) et, cela, bien que les pêcheurs américains de la côte est aient fait obstacle, au Sénat, à la ratification d'un arrangement avec le Canada. De ce fait, cet agrément n'a jamais pu être mis en oeuvre.

Le problème est bien celui identifié par Munro dans son analyse des situations où les intérêts des partenaires divergent, sans que ces derniers aient la possibilité de recourir à des compensations extérieures. Dans l'aménagement des pêches, la question est malheureusement souvent vue comme étant essentiellement circonscrite à la réalisation de la répartition d'une production pondérale et, non, comme un partage de bénéfices aux divers sens du terme. Dans ces conditions, les parties en présence restent enfermées dans le cadre des pêcheries en discussion ; ils ne peuvent envisager de recourir à des compensations extérieures. On est alors obligé de tenir compte, non seulement des différences dans la pondération - vue sous le seul angle du volume des captures - des préférences des parties en présence ; il faut simultanément prendre en compte - ce qui aggrave la difficulté - le fait que les parties peuvent attacher aux captures une valeur différente selon qu'ils les considèrent d'abord comme une source de nourriture, d'emploi, de revenu national, de devises ou, plus simplement, comme une monnaie d'échange. La question de l'aménagement des stocks partagés est donc bien d'abord un problème de partage, mais qui s'analyse différemment selon qu'on le considère en termes de conservation ou de perspectives particulières de développement.

Opérationnellement, les vraies questions qui se posent sont :

- sous quelles conditions, la recherche d'un bénéfice commun peut-elle déclencher une action effective vers l'aménagement des stocks communs ?
- quels sont les obstacles à la recherche conjointe d'un bénéfice commun ?

Diverses démarches peuvent être envisagées pour répondre à ces questions, mais les observations de Munro doivent être sérieusement prises en compte, à savoir que l'on aboutira difficilement à des arrangements efficaces et viables, tant que la recherche de plus-values économiques potentielles ne sera pas privilégiée (ce qui peut impliquer, dans la négociation des compromis, le recours à des compensations extérieures aux pêcheries en question), et si l'accord ne prévoit pas de clauses de dissuasion suffisamment crédibles. Il existe à l'heure actuelle peu de situations où la recherche

d'un gain partagé ait été couronnée de succès. C'est le cas, pourtant, dans l'Atlantique nord-ouest (avec l'Organisation des pêches de l'Atlantique nord-ouest (OPANO), créée à l'initiative du Canada, et l'accord, antérieur mais malheureux, entre le Canada et les États-Unis), dans le Pacifique nord-est (pour le saumon, le flétan et le phoque à fourrure) et, enfin, depuis 1985, dans l'Atlantique nord-est, pour ce qui est des pêches communautaires (CEE).

Nous avons vu que l'état réel des stocks et la perspective de tirer de la coopération des bénéfices accrus étaient des conditions nécessaires, mais non suffisantes, pour que des initiatives soient prises en faveur d'un aménagement concerté. Il reste à identifier les facteurs complémentaires qui conditionnent la concrétisation de ces efforts. L'état des stocks précités a certainement été un élément déterminant des progrès ponctuels réalisés en matière d'aménagement dans le Pacifique nord-est. Il n'a cependant pas suffi dans bien d'autres cas où, pourtant, la condition de la ressource suscitait l'inquiétude, même avant l'élargissement des compétences nationales. Ce qui distingue peut-être les accords cités plus haut, c'est que deux d'entre eux (ceux relatifs au saumon et au flétan) étaient bilatéraux, tandis que le troisième, relatif au phoque à fourrure, n'engageait que quatre parties. Ces trois arrangements ne portaient initialement que sur une seule espèce et, en ce qui concerne le saumon et le phoque, les dispositions prises répondaient à des problèmes clairement identifiés sur lesquels toutes les parties concernées avaient le même point de vue.

Dans une évaluation antérieure des performances des commissions de pêche, basée sur l'analyse de leurs initiatives et de leurs réalisations, Cushing (1971-72) était arrivé à des conclusions analogues. Pour lui, un progrès effectif dans l'aménagement dépend de trois conditions :

- il doit y avoir consensus sur le diagnostic,
- des théories applicables aux problèmes biologiques posés doivent être disponibles,
- le message transmis aux décideurs doit être suffisamment clair pour être convaincant, et suffisamment simple pour permettre l'action.

Pour illustrer ces deux derniers points, il cite notamment l'application du modèle de Beverton et Holt à l'analyse du problème des captures de petites plies en mer du Nord, l'évaluation du stock d'albacore du Pacifique centre-est et des stocks de baleines dans l'Antarctique réalisée à l'aide du modèle global, et l'évaluation du stock de phoque à fourrure des îles Pribiloff. Pour l'analyse qui nous intéresse, il est intéressant de relever ici que si, l'on peut reprocher au modèle global de production les imperfections de sa rusticité, celles-ci ont été compensées par la simplicité des messages qu'il a fournis.

Ainsi une bonne communication a été réalisée avec les décideurs. Le message était convaincant et les propositions suffisamment simples pour déterminer l'action.

On en déduit ainsi que l'état du stock et la perspective de bénéfices potentiels peuvent déclencher une action effective, seulement lorsque la complexité du problème d'aménagement et de son contexte n'est pas excessive et que les points de vue des parties concernées sur la stratégie à suivre pour l'aménagement ne divergent pas outre mesure. Lorsque ces conditions ne sont pas réunies, des difficultés supplémentaires interfèrent.

Gulland a fait valoir, on l'a vu, que la distribution géographique d'un stock donné n'était pas stable dans le temps. Mais les institutions responsables de l'aménagement évoluent elles aussi. Leur existence même peut être remise en question lorsque de nouvelles conditions viennent modifier les objectifs respectifs des parties en présence. De telles mutations obligent à renégocier les accords, ce qui crée un climat d'incertitude, surtout lorsque les différents groupes professionnels concernés d'un même Etat ne sont plus satisfaits des implications de l'accord en vigueur sur la distribution des richesses.

C'est, de toute évidence, ce qui s'est passé, après 1975, lors de la renégociation entre les Etats-Unis et le Canada de la Convention internationale sur la pêche du saumon du Pacifique. Le problème initial de conservation, à savoir le blocage du canyon de Hell's Gate, avait été résolu depuis longtemps, mais des divergences surgirent sur le partage des stocks de saumon "rouge" et de saumon "rose", après que le Canada, contrairement aux Etats-Unis, ait renoncé à l'aménagement des rivières supportant les stocks frontaliers. La part des Etats-Unis n'avait pourtant guère baissé avec l'industrialisation. De surcroît, un autre sujet de désaccord, bien plus sérieux, surgit, faisant passer au second plan le problème du saumon de la rivière Fraser : celui des implications des droits de pêche réciproques.

Des deux côtés, des conflits internes compromirent l'adoption d'une solution négociée, mais les deux Etats côtiers y furent néanmoins contraints pour les raisons suivantes :

- aucune solution durable à long terme ne semblait possible si l'on s'écartait de la recherche d'une maximisation du profit commun ;
- les deux Etats côtiers avaient d'importants projets visant à forcer les stocks de saumon, mais aucun ne pouvait investir tant que la question de partage n'était pas réglée (chapitre 8) ;

- enfin les deux parties étaient confrontées à des problèmes internes qu'elles ne pouvaient pas résoudre isolément.

Quatre ans après le début de la négociation, les conditions étaient ainsi réunies pour l'élaboration d'une stratégie explicite de promotion des bénéfices communs. Les parties s'entendèrent sur une stratégie qui visait, à court terme, à bloquer les captures prématurées de saumon, à coopérer pour aboutir au coup par coup à la production maximale et à réaliser un partage équitable des bénéfices. Dans cette négociation, les principes qui ont orienté les modalités de partage ne concernaient pas seulement la ressource elle-même ; ils prévoyaient également des paiements compensatoires pour les investissements ou les bénéfices antérieurs perdus du fait de l'accord. Ce résultat n'aurait pas été possible si les trois conditions indiquées ci-dessus n'avaient pas été simultanément réunies.

Pour ce qui est de l'OPANO, le vif intérêt manifesté par l'Etat côtier pour certains stocks présents au-delà des 200 milles, ajouté au fait qu'il n'exploitait pas totalement les différents stocks distribués à l'intérieur de sa propre zone économique, ont été déterminants. L'OPANO constitue aussi un mécanisme destiné à faciliter les négociations sur les questions de pêche mais, ne prévoyant pas de compensations extérieures au secteur de la pêche, il reste plus fragile que celui relatif au saumon du Pacifique : son avenir dépend de la persistance d'une convergence minimale entre les préférences de l'Etat riverain et celles des pays armant à la grande pêche. Rien ne garantit que ces préférences demeureront inchangées.

En revanche, le malheureux accord américano-canadien pour l'Atlantique nord-ouest reposait sur l'hypothèse, admise des deux bords, qu'une solution négociée bilatéralement répondrait mieux aux préférences de chacune des parties, qu'une décision arbitrale imposée par la Cour internationale de justice. En ce sens, la recherche d'un arrangement séparé pour les pêches s'interprétait comme une tentative de limiter les pertes potentielles que les deux pays craignaient fort de subir, si le problème des pêcheries était traité en même temps que celui de la délimitation générale des zones exclusives, sur lequel la Cour internationale avait à statuer. Cette stratégie n'a pas survécu à la défection de groupes importants au sein de la coalition des Etats-Unis.

Quand on se demande quelles sont les contraintes qui semblent pour le moment interdire toute recherche d'avantages accrus communs, une analyse des situations régnant dans l'Atlantique centre-est et nord-est et dans le Pacifique tropical-est suggère que, là où la ressource présente une grande complexité, où les objectifs des Etats côtiers divergent singulièrement, et où aucun paiement compensatoire n'est envisageable, des solutions qui visent la réalisation d'un bénéfice commun sont virtuellement hors de portée. Lorsque ces conditions sont réunies et, qu'en outre, la qualité de l'information

et l'infrastructure chargée de l'aménagement sont faibles, les choses sont doublement compliquées. Cette situation prévaut actuellement dans l'Atlantique centre-est.

Cependant, une fois de plus, rien n'est irrémédiable. Même là, la situation peut évoluer, comme le prouvent les progrès réalisés dans l'Atlantique nord-est et le Pacifique centre-ouest et sud-ouest. Les conditions de progrès analysées plus haut fournissent des critères pour la conception des stratégies potentiellement performantes. Dans l'Atlantique nord-est, un progrès a été catalysé par la création de la CEE et d'une Commission fermement désireuse d'affirmer sa compétence conformément à l'autorité que lui conférait le Traité de Rome (1957), autant que pour répondre à la dégradation rapide de la santé économique du secteur des pêches (Leigh 1983, Koers sous presse). Au delà des discours, la conservation de la ressource n'a jamais été la vraie question. Par contre, la Politique commune des pêches a suscité de vives oppositions sur le partage de la ressource. L'Irlande et le Royaume Uni avaient la faculté de retarder considérablement toute décision. A l'origine, les partenaires s'opposaient sur deux plans : le poisson comme denrée alimentaire, et la pêche comme source d'emplois. Mais la Commission a redéfini les données du jeu en invoquant le Traité de Rome, en faisant appel à la Cour de Justice européenne pour obtenir des jugements sommaires contre les deux Etats côtiers récalcitrants, et en ayant recours à des compromis portant sur l'ensemble de l'économie. Cette dernière démarche supposait que l'on puisse recourir à des compromis compensatoires et que des mesures de rétorsion suffisantes puissent être prises en cas de refus prolongé à respecter les dispositions.

La situation dans le Pacifique centre-ouest et sud-ouest a aussi évolué. Entre 1976 et 1981, les Etats des îles du Pacifique étaient faibles et divisés. Les données pertinentes sur la pêche - sauf celles fournies par les flottes de grande pêche elles-mêmes - étaient rares ou inexistantes. Des objectifs de développement divergents faisaient préférer les négociations bilatérales, ce qui coïncidait avec les préférences japonaises, même si la flottille américaine recherchait des arrangements régionaux conformément à l'Article 64 de la Convention de 1982 et au MFCMA ¹. Finalement, la FFA ², aidée par la FAO, s'est donnée peu à peu les moyens d'appuyer ses Etats membres dans leurs négociations avec les armements étrangers et leurs gouvernements, et a pu promouvoir effectivement l'idée d'une harmonisation des politiques de pêche nationales. Les connaissances sur les ressources se sont améliorées grâce au Programme de marquage du listao exécuté par la Commission du Pacifique sud, suivi lui-même par un Programme d'évaluation des ressources thonières. La FFA elle-même a considérablement développé sa base de données pour l'étendre aux statistiques sur les marchés et aux mercuriales de prix. Les Etats membres ont appris à négocier, bilatéralement et multilatéralement, jusqu'à ce que la région traite, en bloc, directement avec les Etats-Unis. Mais, on l'a vu, la situation à laquelle les pays en développement du Pacifique sont confrontés est nettement plus simple que celle à laquelle ont à faire face

¹ Acte Magnuson sur la conservation et l'aménagement des pêcheries.

² F.F.A. Agence des Pêches du Forum du Pacifique sud.

les Etats côtiers de l'Afrique occidentale. Les stocks à gérer sont peu nombreux ; il n'y a pas lieu d'essayer d'imposer une panoplie de mesures complexes d'aménagement portant, par exemple, sur des contingents régionaux et nationaux de capture. Il importe d'abord de s'accorder sur les positions communes à soutenir dans les négociations avec les flottilles lointaines ; ce qui a été fait. Reste à savoir si les Etats côtiers pourront aller au-delà de ce stade de collaboration. Là où les ressources et les pêcheries sont complexes, comme au large de l'Afrique occidentale, l'analyse précédente montre que la condition essentielle du progrès de leur aménagement consiste à dégager des mesures simples, graduelles, centrées sur l'essentiel, telles qu'elles découlent notamment des politiques de pêches des pays riverains.

4 . Les circuits du négoce international des produits de la pêche

Au niveau mondial, le poids respectif de l'offre et de la demande par grands ensembles de produits est déterminant dans le négoce international des produits de la pêche. L'offre dépend des fluctuations de la production mondiale, tandis que la demande est déterminée par la croissance de la population et l'augmentation du revenu per capita. Les équilibres entre ces variables déterminent les prix par grands types de produits. Robinson (1982) montre, qu'entre 1960 et 1980, les variations de la production mondiale de poisson s'expliquent avant tout par les fluctuations dans la production de farine en provenance, notamment, de l'anchois du Pérou et du hareng atlanto-scandinave. Pendant la même période, la quantité absolue et la proportion de poisson utilisée directement pour la consommation humaine ont augmenté. Mais son taux de croissance a baissé, tout comme celui de la production dans son ensemble.

Les circuits du négoce international des produits de la pêche se sont modifiés parallèlement aux tendances de la production mondiale. Les exportations de farine ont fortement baissé, tandis que les exportations d'huile de poisson chutaient de moitié. Mais, si les quantités totales exportées de ces derniers produits ont baissé, les exportations de produits destinés à la consommation humaine ont augmenté. Les exportations de crustacés et de mollusques en provenance des pays en développement (Asie et Amérique latine) ont rapidement progressé, ainsi que celles des produits frais et congelés. A cet égard, Robinson (1984) a montré que le négoce international des produits de la pêche avait cru, entre 1970 et 1980, de 410 % en valeur et de 400 % en volume (fig. 1.4) ; la part du poisson frais ou congelé dans ces échanges est passée de 29 % en 1970 à 43 % en 1980, pour se stabiliser ensuite jusqu'à 1984 (Annuaire statistique FAO 1986).

Pour la période 1980 - 2000, Robinson (1982) table sur une croissance annuelle de 2 % pour la demande mondiale des produits destinés à la consommation humaine, l'offre n'augmentant simultanément que de 1 % par an. Il rappelle de plus que les bilans globaux masquent des différences dans les préférences, et donc dans la demande, pour les différents types de poissons et de produits de la pêche, et que les possibilités de substitution sont limitées. Si la demande résulte de l'effet combiné de l'accroissement des populations humaines et de l'élévation de leur revenu per capita, l'offre est limitée par le potentiel halieutique mondial. L'élargissement des zones de compétence nationale aura eu un impact marqué à la fois sur le volume et les circuits du négoce international. En effet, la réduction de la compétition internationale au niveau de l'exploitation des zones les plus poissonneuses est à l'origine d'une intensification de la concurrence au niveau des échanges, le négoce international devant compenser les effets des entraves apparues dans le déploiement des flottes de grande pêche face à une répartition inchangée des ressources et des principaux marchés mondiaux. Compte tenu du déséquilibre croissant entre l'offre et la demande au niveau mondial, l'accroissement des échanges ne pourra satisfaire pleinement la demande : des hausses de prix sont probables pour les produits les plus prisés (crustacés, poissons nobles, ...), dont l'offre est inélastique.

L'exemple le plus marqué d'impact sur le négoce de l'extension des juridictions nationales est sans doute celui des relations commerciales entre les Etats-Unis et le Japon. Les Etats-Unis ont délibérément utilisé les autorisations de pêche dans leur propre zone comme monnaie d'échange pour obtenir un accès au marché japonais. Mais, même ici, l'extension des juridictions nationales n'a fait qu'accélérer un processus apparu plus tôt au Japon par la même dynamique que celle qui avait affecté le prix du poisson.

Miles *et al.* (1982) montrent, qu'entre 1967 et 1976, la valeur des importations de produits de la pêche, par rapport à l'ensemble des importations japonaises, a augmenté de 1,7 à 2,9 %, tandis que la valeur totale des exportations japonaises tombait de 3,1 à 1,1 %. En 1967, la Corée du Sud était, en valeur (16,7 %), son principal fournisseur, suivie de la Chine (10,4 %) et des Etats-Unis (7,7 %). En 1976, la Corée du Sud restait toujours en tête (20,5 %) ; elle était suivie par Formose (9,6 %), l'Indonésie (8,5 %), l'Inde (7,2 %) et les Etats-Unis (5,0 %). Pour les exportations, les Etats-Unis étaient, en 1967, le principal acheteur de produits de pêche japonais (28,2 % en valeur des exportations), le Royaume-Uni (15 %) venant ensuite. En 1976, la position des Etats-Unis avait baissé quelque peu, mais elle restait toujours dominante (25,8 %), tandis que les exportations vers le Royaume-Uni avaient considérablement baissé (6,7 %).

Yonezawa (1987) a montré que cet équilibre s'était profondément modifié entre 1976 et 1985. Les importations japonaises ont doublé pendant cette période et celles en provenance des Etats-Unis ont augmenté de 780 %, passant de 28 milliards à 219 milliards de yens. Le marché japonais absorbe maintenant, en valeur, le tiers des

exportations mondiales de poissons et de produits de la pêche, et les Etats-Unis sont de loin leur premier fournisseur. Le saumon vient en tête des exportations (47 % en valeur, 30 % en volume), mais celles de colin d'Alaska (*Theragra chalcogramma*), nulles en 1976, ont dépassé le million de tonnes en 1985 par l'effet d'un simple artifice comptable tenant à l'extension de la juridiction américaine. Simultanément, la flotte japonaise a été complètement éliminée de la pêche du colin d'Alaska dans la mer de Bering orientale et le golfe d'Alaska. Mais le succès même de cette politique se teinte d'ironie puisque, en fin de compte, la vulnérabilité, initialement japonaise, est maintenant américaine : le Japon absorbant maintenant plus de 50 % du poisson et des produits de leur pêche, les Etats-Unis et l'industrie américaine n'ont plus d'autre marché.

A long terme, le déséquilibre croissant entre l'offre et la demande au niveau mondial soulève de sérieuses inquiétudes étant donné l'importance du poisson comme source de protéines animales dans l'alimentation de nombreuses populations. Pour plusieurs pays en développement notamment, le conflit entre la satisfaction des besoins alimentaires et l'amélioration de la balance du commerce extérieur par l'exportation de poisson et de produits de la pêche risque de se traduire par de sérieuses tensions chroniques.

5. L'avenir des organismes internationaux d'aménagement des pêches

Là où les stocks se trouvent entièrement circonscrits au sein des aires de compétence des Etats riverains, il n'y a plus lieu de maintenir ou de créer des structures internationales pour aménager leur pêche. Par contre, le besoin d'organismes internationaux reste entier là où deux, ou plusieurs, Etats côtiers se partagent les mêmes stocks, ou lorsque l'aire de distribution de stocks s'étend à la fois sur des ZEE et la haute mer, et, enfin, pour réguler la pêche des espèces hautement migratrices.

L'extension des juridictions nationales n'a entraîné la disparition que d'une seule organisation, la Commission internationale pour les pêcheries de l'Atlantique nord-ouest (CIPAN), mais elle est directement responsable de la création de deux nouvelles organisations analogues, l'Agence des pêches du Forum (FFA) et la Commission des pêches pour l'Atlantique nord-est (CPANE). Elle a également fortement influencé la révision des textes constitutionnels de toutes les autres commissions d'aménagement, à l'exception de la Commission internationale des pêches de l'Atlantique sud-est (CIPASE). Enfin, elle a fourni le cadre à partir duquel la CEE a élaboré sa politique communautaire, intérieure et extérieure, dans le domaine des pêches.

Si ces organismes ne jouent plus, en général, de rôle important dans la détermination des prises totales autorisées et la négociation de leur partage en quotas nationaux, ils demeurent essentiels pour l'aménagement des stocks partagés, lorsqu'il s'agit de rassembler les données d'intérêt commun, de coordonner les recherches, de prendre des dispositions d'aménagement pour les stocks s'étendant au-delà des zones exclusives et de fournir des mécanismes de négociation des parts revenant aux pays voisins se partageant certains stocks.

6. Conclusion

Ainsi, les dimensions internationales de la pêche ne se sont pas réduites avec l'extension générale des compétences nationales sur les pêcheries. La coopération internationale demeure essentielle dans le développement et l'aménagement des pêches. En même temps, des responsabilités capitales incombent désormais aux Etats côtiers. Les défis à relever et les opportunités à saisir dans les politiques nationales de pêche sont grands. Les Etats riverains ont aujourd'hui à choisir entre une série d'options sur les modalités d'accès aux pêcheries de leurs nationaux aussi bien que des pêcheurs étrangers, sur le renforcement de leurs capacités de surveillance et d'application des réglementations, sur le niveau de leurs capacités de capture, sur l'expansion ou la contraction de leurs capacités de traitement, sur l'organisation de leurs marchés, sur le rôle que doivent jouer les entreprises conjointes dans le développement national, sur l'aménagement des stocks communs et sur les stratégies à mettre en oeuvre pour la pénétration de leurs produits dans les marchés internationaux du poisson et des produits de la pêche. C'est une tâche complexe et difficile qui ne peut être laissée en déshérence.

Divers groupes de travail du Comité consultatif pour la recherche sur les ressources marines (CCRRM) ont évalué et identifié les carences courantes dans les politiques nationales des pêches (ACMRR 1979 et 1983). Ils ont suggéré des remèdes qui tiennent compte des défis et des opportunités offertes par l'extension des juridictions nationales. Spécifiquement, les carences ont pour origine des insuffisances à différents niveaux : clarification des objectifs nationaux, autorité dans l'aménagement des pêches, capacités administratives, application des réglementations, allocation de droits de pêche, compréhension de la nature des enjeux, information disponible. Les performances peuvent être progressivement améliorées par la réduction de ces points faibles mais, même alors, les politiques nationales des pêches resteront toujours soumises, sinon profondément déterminées, par les réalités de l'environnement international, tant au niveau régional que mondial.

REFERENCES

- ACMRR. 1979 - 'Report of the ACMRR Working Party on the Scientific Basis of Determining Management Measures'. Hong Kong, 10-15 December 1979, *FAO Fish. Tech. Rep.*, 236 : 149 p.
- ACMRR. 1983 - 'Report fo the Working Party on the Principles for Fisheries Management in the New Ocean Regime'. Nantes, 14-18 March, *FAO Fish. Tech. Rep.*, 299.
- Arriaga, L., - 'Fishing Management and Development in the Southeast Pacific'. In E. Miles (ed.) - 'The Management of Word Fisheries : Implications of Extended Jurisdiction'. Seattle and London, Univ. Washington Press (in press).
- Burke, W.T., 1967 - 'Aspects of Decision-Making Processes in Intergovernmental Fisheries Commissions'. *Washington Law Review*, 43, 15: 115-178.
- , --, 1983 - '1982 Convention on the Law of the Sea Provisions on Conditions of Access to Fisheries subject to National Jurisdiction'. In FAO Report of the Expert Consultation on the Conditions of Access to the Fish Resources of the Exclusive Economic Zones, Rome, 11-15 April, *FAO Fish. Tech. Rep.*, 293, Annex 1: 23-42. Later updated and published in the *Oregon Law Review*, 63: 1 (1984): 73-119.
- Carroz, J.E. and M.J. Savini, 1978 - 'Bilateral Fishery Agreement'. *FAO, Fish. Circ.*, 709. Later published as 'The New International Law of Fisheries Emerging from Bilateral Agreements'. *Marine Policy*, April 1979: 79-98.
- , --, 1983 - 'The practice of Coastal States regarding Foreign Access to Fishery Resources'. FAO Report of the Expert Consultation on the Conditions of Access to the Fish Resources of the Exclusive Economic Zones, Rome, 11-15 April, *FAO Fish. Tech. Rep.* 293, 2: 43-72.
- Christy, F. and A. Scott, 1972 - 'The Common Wealth in Ocean Fisheries'. Baltimore : Johns Hopkins Univ. Press for Resources for the Future, Inc., 2nd Printing.
- Clark, L., 1983 - 'A study on Fees and Other Economic Benefits from Foreign Fishing Access to the Fisheries of Exclusive Economic Zones of the States Participating in the South Pacific Forum Fisheries Agency'. In FAO Report of the Expert Consultation on the Conditions of Access to the Fish Resources of the Exclusive Economic Zones. Rome, 11-15 April. *FAO Fish. Tech. Rep.*, 293, 8: 111-127.
- , --, - 'Trends and Implications of Extended Coastal Sates Sovereign Rights for the Management and Development of Fisheries : The West Central and Southwest Pacific'. In E. Miles (ed.) - 'The Management of World Fisheries : Implications of Extended Jurisdiction'. Seattle and London, Univ. Washington Press (in press).
- Cushing, D.H., 1971-72 - 'A history of some of the International Fisheries Commissions'. *Proc. Roy. Soc. Edinb.*, (B), 73: 361-390.

- Doulman, D. (ed.), 1987 - 'Tuna Issues and Perspectives in the Pacific Islands Region'. East-West Center, Honolulu.
- FAO, 1981 - 'The State of Food and Agriculture 1980. World Review : Marine Fisheries in the New Era of National Jurisdiction'. Rome, FAO, Table A-1(e): 82.
- FAO, 1985 - 'Report of Proceedings : High-level Meeting on Regional Cooperation in Fisheries Management and Development'. Honiara, Solomon Islands, 26-29 March 1985.
- FFA, 1985 - 'Report of proceedings : High level meeting on Regional Co-operation in Fisheries Management and Development'. *FFA Report 85/10*, Honiara, Solomon Islands, 26-29 March, 1985.
- Garcia, S. and F. Poinsard, - 'The Committee for the Eastern Central Atlantic Fisheries (CECAF) and the Management of West African Resources : Critical Review and Implications of Extended Jurisdiction'. In E. Miles (ed.). - 'The Management of World Fisheries : Implications of Extended Coastal State Jurisdiction'. Seattle and London, Univ. Washington Press (in press).
- Gulland, J.A., 1980 - 'Some problems of the management of shared stocks'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 206: 22.
- Hardin, G., 1968 - 'The Tragedy of the Commons' *Science*, 162: 1243-1248.
- Kaczynski, V., 1983a - 'Distant Water Fisheries and the 200 Mile Economic Zone'. Honolulu : Univ. Hawaii, Law of the Sea Institute Occasional Paper, 34.
- , -, 1983b - 'Joint Fishery Ventures and Three Ocean Powers'. Report for the Office of Research and Long-Term Assessments, Dept. of State, USA.
- , -, 1987 - 'The 200 Mile EEZ and Soviet Fisheries in the North Pacific Ocean : An Economic Assessment'. Paper presented to the 21st Annual Conference of the Law of the Sea Institute, Univ. of Hawaii, Honolulu, August 5.
- Kaczynski, V. and D. Leveil, 1980 - 'International Joint Ventures in World Fisheries : Their Distribution and Development'. Seattle, WA : *Washington Sea Grant (September) Report*, W5G, 80-2.
- Koers, A., - 'What Trends and Implications ? The Northeast Atlantic : EEC' In E. Miles (ed.) - 'The Management of World Fisheries : Implications of Extended Coastal State Jurisdiction'. Seattle and London, Univ. Washington Press (in press).
- Leigh, M., 1983 - 'European Integration and the Common Fisheries Policy'. London : Croom Helm.
- Miles, E., *et al.*, 1982 - 'The Management of Marine Regions : The North Pacific'. Berkeley (CA.), Univ. California Press : 193-198.
- Miles, E., 1987 - 'The Future of Distant-Water Fishing'. In Choon-ho Park and Jaekyu Park (eds.) - 'The Law of the Sea : Problems from the East Asian Perspective'. Honolulu : Law of the Sea Institute, Univ. Hawaii : 18-25. Though published only in 1987, the paper was delivered at a workshop held in 1981.
- , -, (ed.) - 'The Management of World Fisheries : Implications of Extended Coastal State Jurisdiction'. Seattle and London, Univ. Washington Press (in press).

- Moore, G., 1981 - 'National Legislation Relating to the Licensing and Control of Foreign Fishing Operations in Coastal Waters' In 'Legislation on Coastal State Requirements for Foreign Fishing'. Rome, FAO, Legislative Study 21 : 3-17.
- Munro, G.R., 1987 - 'The Management of Shared Fishery Resources Under Extended Jurisdiction'. *Marine Resource Economics*, 3, 4: 271-296.
- Robinson, M.A., 1982 - 'Prospects for World Fisheries to 2000'. *FAO Fish. Circ.* 722, Rev. 1.
- , ---, 1984 - 'Trends and Prospects in World Fisheries'. *FAO Fish. Circ.* 772.
- Saetersdal, G., 1977 - 'Problems of Managing and Sharing the Fishery Resources under the New Ocean Regime', FAO/COFI, *Doc. COFI/77/Inf.* 11.
- Troadec, J.-P., 1983 - 'Introduction to Fisheries Management : Advantages, Difficulties and Mechanisms', *FAO, Fish. Tech. Pap.*, 224: 38-46 and the Appendix.
- Yonezava, K., 1981 - 'Japanese North Pacific Fishery at the Crossroads'. Paper presented to the 21th Annual Meeting of the Law of the Sea Institute, Honolulu, August 1981. *Proceedings* (in press).

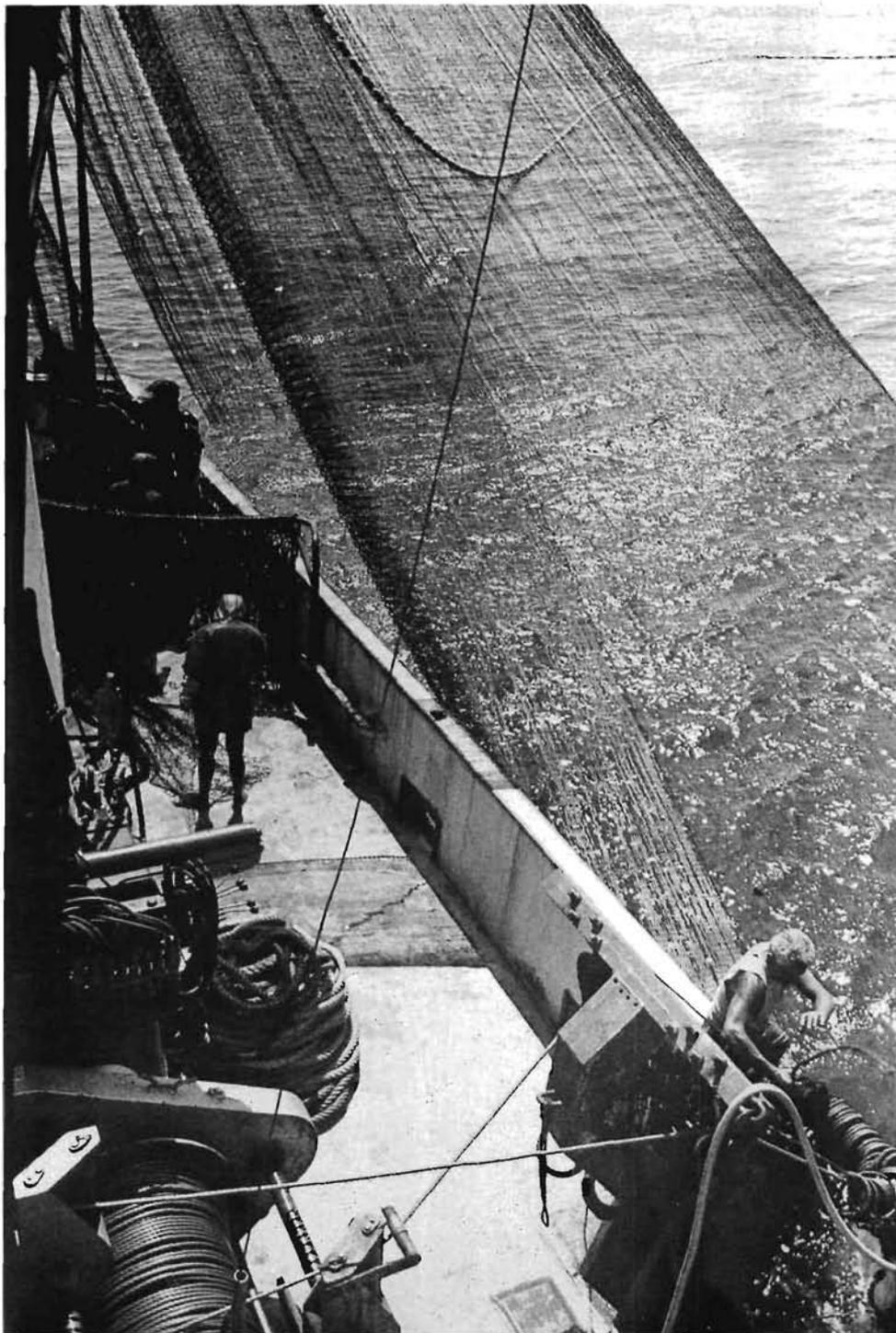


Photo 31. — Virage d'une senne à bord d'un thonier en Méditerranée.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

21 - LA RECHERCHE HALIEUTIQUE ET L'AMENAGEMENT : GRANDEUR ET SERVITUDE D'UNE SYMBIOSE

Serge Garcia

"Parce que la recherche demande du temps, la science doit toujours être en avance sur les besoins immédiats : le champ est ouvert pour de nouveaux progrès dans de nombreux domaines de la connaissance et de la compréhension des pêcheries.

M. Graham, 1956 - Sea Fisheries : their investigations in the United Kingdom.

"Nous cachons notre ignorance derrière un masque d'hyper-spécialisation et nous sommes paralysés par le système administratif dans le cadre duquel nous opérons."

F.H. Rigler 1982 - 'The relation between fishery management and limnology'.

Biologiste des pêches à l'ORSTOM, Serge Garcia a travaillé, comme chercheur et praticien, à l'évaluation des stocks de crevettes, puis de poissons tropicaux en général, dans plusieurs pays de la côte ouest-africaine et, plus particulièrement, en Côte d'Ivoire et au Sénégal (1966-1979) où il a dirigé le Centre de recherches océanographiques de Dakar-Thiaroye. Entré au Département des pêches de la FAO en 1979, il dirige le Service des ressources marines, Division des ressources halieutiques et de l'environnement, depuis 1984. Au cours de sa carrière, S. Garcia a été amené à travailler dans de nombreux pays de la zone tropicale, en Afrique, en Asie du sud-est et en Amérique latine. Il anime les activités, dans le domaine de l'évaluation des stocks, de la Commission FAO des pêches dans l'Atlantique centre-est et du Conseil général des pêches pour la Méditerranée, et est Secrétaire du Comité permanent sur la recherche et le développement des ressources de la Commission Indo-Pacifique des pêches (SCORRAD/IPFC). Il est titulaire d'un diplôme de Docteur es sciences de l'Université d'Aix-Marseille (France).

1. Introduction

La recherche halieutique est une science jeune, en pleine évolution. Elle peut se définir comme l'étude de l'utilisation par l'homme des ressources aquatiques vivantes. Ce vocable recouvre une gamme de disciplines variées - allant de l'écologie à la sociologie en passant par la biologie quantitative, la dynamique des populations, la technologie de la pêche et celle de la transformation des produits, et l'économie - nécessaires pour décrire, mesurer et prédire en vue d'optimiser cette relation particulière entre l'homme et les ressources aquatiques renouvelables.

Ce chapitre porte sur les recherches effectuées en appui à l'aménagement des pêcheries et les relations avec les administrations chargées de cette tâche. Le champ de cette branche de la science halieutique a lui même évolué avec l'histoire de la pêche et du paradigme qui sous-tend l'aménagement. Dans la littérature anglo-saxonne, "fishery science" est généralement synonyme de "biologie des pêches" : dans ces pays, l'aménagement a en effet été jusqu'ici essentiellement basé sur les aspects biologiques. Avec la mutation en cours dans les pêches, le paradigme de l'aménagement est en train d'évoluer en profondeur et, avec lui, le contenu implicite de la science halieutique. Dans ce chapitre, les sciences économiques et sociales sont considérées comme faisant partie intégrante de son domaine, même si elles n'y sont abordées que de manière incidente.

Graham (1956) fait remonter l'origine de la recherche halieutique vers 1890 (chapitre 16). A cette époque, la rencontre de la zoologie traditionnelle et des méthodes statistiques a donné naissance, notamment sous l'impulsion de d'Arcy-Thompson, à la biologie marine quantitative. Dès le début du XXème siècle, apparaissent en Angleterre deux écoles aux finalités distinctes : l'une, inspirée par Holt, se préoccupe de comprendre la problématique de la pêche (Aberdeen et Lowestoft) ; l'autre, animée par Cuningham, s'intéresse aux aspects non directement appliqués de la biologie marine (Plymouth). La recherche halieutique est ainsi née d'une distinction institutionnelle, à partir de la biologie marine fondamentale, d'une recherche quantitative visant à dégager les lois de la production et de l'exploitation des ressources halieutiques à travers le progrès de ses propres acquis et ceux d'une recherche marine plus amont.

Avant la première guerre mondiale, les éléments du problème posé par l'exploitation cohérente des ressources halieutiques sont bien perçus (chapitres 1 et 2). Sa première formulation théorique est à inscrire au crédit de Baranov (1918), dont les travaux ne seront "découverts" par la recherche occidentale que vingt ans plus tard. Avec Heincke (1913), Hjort (1914), Petersen (1922) et Russell (1931), pour ne citer que quelques précurseurs, le rôle des populations dans l'organisation de la vie marine et

celui de la pêche sur leur abondance et leur production sont clairement appréhendés, ainsi que celui de l'hydroclimat sur les fluctuations d'abondance des ressources.

Simultanément, les conditions économiques de la rationalisation de la pêche sont comprises (chapitre 13). Warming (1911) saisit les conséquences perverses de la fluidité de la ressource et de la liberté d'accès à son exploitation. Mais, comme celui de Baranov, son travail, n'ayant pas été publié dans la langue dominante de la communauté scientifique internationale, restera ignoré pendant plusieurs décennies. Ce vide est comblé avec la formulation de la fameuse "théorie de la pêche", qui conduit Graham (1935) à affirmer : "les pêcheries qui ne sont pas limitées sont vouées à devenir non rentables et inefficaces".

Finalement, vers la fin des années 50, le paradigme est traduit en modèles mathématiques, tant en ce qui concerne ses dimensions biologiques (Schaefer 1954, Beverton and Holt 1957, Ricker 1958) qu'économiques (Gordon 1954, Scott 1955). La science halieutique dispose alors du schéma conceptuel et des outils d'analyse des questions que se posait à l'époque la recherche, à savoir, l'évaluation des ressources halieutiques mondiales et la définition des normes d'une exploitation cohérente. Les halieutes qui se succédèrent au cours des trois décennies suivantes utilisèrent et perfectionnèrent ces outils, sans en remettre en question les hypothèses, ni les concepts de base.

La remarquable reconstitution, au cours des deux guerres mondiales, des stocks surexploités, leur nouvelle dégradation, sérieuse pour la rentabilité des entreprises, consécutive à l'accroissement des capacités de capture de 1950 à 1970, et les possibilités d'expansion offertes par les ressources lointaines firent que la recherche focalisa ses préoccupations sur les effets de l'effort de pêche, considéré comme la variable pertinente dominante, sur la production et l'état des ressources. Au début des années 70, l'effondrement des stocks de hareng de la mer du Nord, d'anchois du Pérou, de pilchard de Namibie, ainsi que l'augmentation inattendue des stocks de sardine du Japon, de Californie et du Chili et les fortes oscillations dans la distribution et l'abondance des populations de sardine de l'Afrique de l'Ouest (chapitres 4, 5 et 6) firent prendre de nouveau conscience de l'importance des variations naturelles du recrutement, qu'une science, sensibilisée surtout par les conséquences graves d'une expansion mal contrôlée des capacités de capture, imputait préférentiellement aux effets d'une pêche excessive sur les reproducteurs (Cushing 1982).

Au cours de sa brève histoire, la recherche halieutique a bénéficié, dans son développement dans l'hémisphère nord, de la base solide de connaissances accumulées auparavant sur la biologie et l'écologie des ressources aquatiques. Dans la zone tropicale, les urgences d'un développement plus tardif et de l'aménagement des pêches émergèrent dans les années 70, sous la pression d'expansions locales (comme au Pérou)

et de l'intensification de l'activité des flottes de grande pêche, avant que les connaissances de base et les compétences souhaitables aient pu être acquises. L'évaluation des ressources et l'aménagement des pêches durent s'appuyer, avec plus ou moins de réussite, sur les concepts et les méthodes hérités de l'hémisphère nord.

L'impossibilité pratique de contrôler la pêche dans les pêcheries internationales, évidente dès la *Conférence de Londres sur la surpêche* (1946) et reconnue au début des années 70, en particulier à l'occasion de la *Conférence technique FAO sur l'aménagement et le développement des pêches* (Vancouver 1973, Stevenson 1974), le désaccord général sur les modalités d'accès aux ressources entre grandes puissances halieutiques et pays riverains, et l'établissement progressif des zones économiques exclusives qui en résulta, ont eu un impact considérable sur la recherche halieutique et la profession d'halieute. Ces événements sonnent la fin d'une certaine orientation de l'évaluation des stocks et de l'aménagement. Les pratiques et les institutions n'évoluent cependant que lentement. Les retards pris dans l'ajustement aux nouveaux besoins se manifestent à plusieurs niveaux :

- prise de conscience, lente mais incontournable, des contraintes économiques et politiques de l'optimisation de la pêche ;

- reculs dans la collaboration scientifique internationale et bilatérale, sous l'effet des implications politiques de certains résultats des recherches nationales ;

- récusation épisodique, par l'administration et la profession, de la validité de certains avis, voire de certaines méthodes, scientifiques ;

- pressions sur l'avis scientifique, s'accompagnant parfois de mises en doute de l'objectivité des chercheurs ;

- dégradation sensible de la qualité et de la fiabilité des statistiques de pêche ;

- insuffisance des capacités et des recherches, en économie des pêches dans les pays développés et, dans pratiquement tous les domaines, dans les pays en développement ;

- lacunes du paradigme traditionnel et des modèles qui le sous-tendent ; leur champ ne couvre plus l'ensemble des questions posées (Gulland 1971b); ces insuffisances sont progressivement comblées par la contribution de nouvelles disciplines comme l'économie, la sociologie, le droit et l'histoire, et le regain d'intérêt pour l'océanographie et la climatologie.

Dans le même temps, la demande en compétences se modifie ; elle s'accompagne de l'apparition de spécialistes privés, et de recours occasionnels aux

tribunaux, lorsque la validité des mesures préconisées par l'administration est contestée par la profession.

L'évaluation des nouveaux besoins en matière de recherche doit se faire en se référant à l'évolution en cours dans la pêche. La section qui suit rappelle brièvement l'histoire récente de la pêche. Cet examen permet d'identifier les questions qui émergent avec l'intensification de la pêche. La troisième partie essaie de cerner le rôle de l'halieutique face à ces nouveaux défis. La conclusion s'efforce de dégager les perspectives futures.

2. Problématique de l'aménagement et son évolution

2.1. L'évolution des pêches

La pêche est l'art de l'exploitation et de l'utilisation des ressources aquatiques sauvages. Ces ressources sont renouvelables, mais limitées : leur productivité peut être réduite, parfois gravement, par une exploitation excessive ou déséquilibrée (chapitres 2, 3 et 7). Leur utilisation doit être ajustée à la productivité des ressources. Une telle régulation était de règle dans les communautés traditionnelles (Johannes 1981). Elle est un impératif dans nos sociétés modernes auxquelles le progrès technique offre des capacités de prélèvement inégalées jusqu'ici. Il existe de nombreux ouvrages sur l'aménagement des pêches, ses justifications, ses méthodes et ses contraintes, mais ceux de langue française sont rares. Pour une excellente présentation d'ensemble de ses dimensions biologiques, économiques et politiques, on se référera au travail de Troadec (1982).

L'histoire récente des pêches mondiales (chapitre 1) a été marquée par une augmentation rapide de la production entre les deux guerres, puis de 1947 à 1972 (7-9 % par an). A partir de 1972, on observait un tassement (1 %) de la croissance et une stagnation de la production entre 60 et 70 millions de tonnes, tandis qu'un certain nombre de stocks, en majorité pélagiques côtiers, s'effondraient, et que ceux de baleines étaient décimés. Actuellement la demande continue de progresser au taux de 2 % par an, ce qui laisse prévoir pour la fin du siècle un déficit égal ou supérieur à 20 millions de tonnes.

Le développement spectaculaire de la pêche est à mettre, premièrement, à l'actif des flottes de grande pêche et des pays qui les arment : pays de l'Europe de l'est, Espagne, Japon et, plus récemment, Chine, Corée, Thaïlande ; Corée, Espagne, Formose, France, Japon, Etats-Unis pour le thon tropical. En mettant ainsi en valeur le potentiel halieutique mondial, estimé à 100 millions de tonnes environ (Gulland 1971a), un processus d'expansion géographique entamé plusieurs siècles auparavant est arrivé à son terme. Compte tenu des perspectives offertes alors par la grande pêche, les pêcheries littorales et artisanales étaient souvent négligées dans les politiques nationales (chapitres 1 et 18, Panayotou 1983, Meuriot 1986).

Au cours des années 70, l'impossibilité de contenir, dans un contexte de libre accès aux ressources, les capacités et les taux d'exploitation aux niveaux justifiés sur la base de critères de rentabilité des entreprises et de conservation des ressources devenait patent. Malgré des succès limités, la plupart des grands stocks avait atteint les niveaux les plus bas jamais observés. Les commissions internationales se révélaient incapables de stopper la dégradation des stocks placés sous leur compétence (Alverson and Paulik 1983).

Les économistes mettaient l'accent sur le gaspillage économique entraîné par l'excès du capital investi dans la pêche et les aides accordées par les administrations nationales pour répondre à la concurrence internationale et maintenir une activité qui, comme l'avait prédit Graham, était devenue inefficace et déficitaire. Hannesson (1981), par exemple, évalue entre 50 et 65 % l'excédent de capacité dans les pêcheries islandaise et norvégienne, et Gulland (1982) calcule qu'un aménagement plus cohérent des pêcheries permettrait de dégager un bénéfice net de 500 millions de dollars en mer du Nord et d'un milliard de dollars sur l'ensemble de l'Atlantique nord-est.

Ce constat d'échec, ajouté aux profondes divergences de vues sur le partage international du potentiel halieutique mondial, conduisit à une remise en cause de l'ordre existant en matière de partage des ressources halieutiques marines (chapitre 20). Dès 1952, le concept de zone économique exclusive se précise avec la déclaration de Santiago sur la zone maritime du Chili. Les dispositions sont élaborées par la Première Conférence des Nations Unies sur le droit de la mer. Dès avant la signature de la nouvelle Convention des Nations Unies (Montego Bay, Jamaïque), en 1982, le nouveau Droit est devenu pratique courante dans les relations entre Etats en matière de pêche. Formellement justifié par les nécessités du développement et de l'aménagement, il conduit à un nouveau partage des ressources, des juridictions et des responsabilités.

2.2. L'aménagement des pêcheries côtières

Jusqu'au milieu du XX^{ème} siècle, la préoccupation majeure des administrations nationales dans l'aménagement des pêcheries côtières dont elles sont responsables était d'éviter que les poissons ne soient capturés trop tôt, avant qu'ils aient pu grandir suffisamment et se reproduire.

Les recherches portaient alors sur la biologie des ressources, le cycle de vie des populations, leur identification (races), leurs schémas de distribution et de migration, la localisation des nourriceries, la sélectivité des engins, etc. Dans les régions qui disposent de compétences de recherche établies (Hémisphère nord), et pour les espèces dont l'âge pouvait être déterminé sans difficulté majeure, le modèle de production par recrue (chapitre 2) est l'outil privilégié pour évaluer les bénéfices escomptables d'une régulation du régime d'exploitation.

Dans les communautés traditionnelles, on constate la même préoccupation : la conservation de la ressource est recherchée par la protection de certaines strates de la population considérées comme plus vulnérables. En revanche, la limitation explicite de l'effort de pêche et l'exclusion de nouveaux exploitants n'est généralement pratiquée qu'à l'encontre des allochtones. Schématiquement, chaque communauté se considère comme l'usufruitière d'un territoire de pêche au sein duquel elle règle, par l'allocation de l'espace, l'accès à la ressource (Mc Goodwin 1984). Dans les régions à forte expansion démographique, ce système ne peut généralement pas prévenir la surexploitation des ressources littorales, notamment lorsqu'apparaissent des techniques nouvelles plus efficaces. Par contre, le règlement de l'allocation des lieux de pêche, de la distribution des richesses, des litiges, comme l'application des règles internes, sont souvent traités efficacement. Les systèmes coutumiers comprennent des dispositions pour interdire l'introduction ou limiter l'efficacité d'engins nouveaux, accusés d'être "meurtriers", alors qu'ils présentent surtout le défaut de modifier la distribution interne des richesses et de favoriser l'arrivée de nouveaux groupes socio-professionnels jouissant d'un meilleur accès au capital et aux innovations techniques.

La dégradation de la ressource sous l'effet de l'intensification de la pêche était perçue depuis longtemps par les communautés littorales. Déjà, en 1597, De Moura (cité par Pauly and Eng 1988) notait la réduction de l'abondance du poisson aux Philippines sous l'effet de la pêche et soulignait la nécessité de réguler les maillages. Tiphaigne de la Roche (1760) fait remonter au XV^{ème} siècle le début de cette dégradation dans les pêcheries littorales françaises et invoque déjà la responsabilité de la pêche et de l'environnement.

2.3. L'aménagement des pêcheries hauturières internationales

Initialement, le caractère épuisable des ressources hauturières est réfuté par les conseillers scientifiques des administrations nationales. Ainsi, en 1883, T.H Huxley (cité par Gordon 1954) affirmait : "La pêcherie de morue, celle de hareng, celle de maquereau et, probablement, les grandes pêcheries maritimes sont inépuisables : rien de ce que nous pouvons faire affecte sérieusement le nombre de poissons".

Il faut attendre le début du XXème siècle pour que le caractère limité des ressources hauturières soit reconnu de la communauté scientifique. Il fut établi, plus tard, que la plie de mer du Nord avait montré, dès 1896, des signes de surexploitation biologique (Troadek 1976). L'industrie et les administrations nationales, dont l'attention était tournée vers les possibilités d'expansion offertes par le déploiement géographique des flottes nationales, ne reconnurent que beaucoup plus tard l'intérêt de réguler le taux d'exploitation : ce n'est guère que vers la fin des années 70 que ce principe fut admis de façon générale et explicite.

Pendant trois quarts de siècle, la science halieutique, comme d'ailleurs les administrations nationales, se sont soucies davantage des pêcheries hauturières (chapitre 1). Jusqu'à la fin des années 60, elles recourent, pour conserver la ressource, à des mesures non distributives (protection des femelles et des nourriceries, spécifications des engins, etc.), semblables à celles que l'on utilise dans les pêcheries côtières purement nationales, et parfois avec plus de succès que pour la réglementation des contingents de capture ou des prises accessoires (Halliday 1987). Néanmoins, l'adoption d'une régulation du maillage par les commissions internationales est tardive : ainsi, ce n'est qu'en 1946 qu'une réglementation sur le maillage est adoptée pour la mer du Nord, alors que la protection de jeunes plies avait été recommandée vingt ans plus tôt (Cushing 1971-1972).

Partout les institutions nationales et internationales se comportent comme si l'importance des gains potentiels théoriques suffisait pour entraîner l'adhésion des pays membres et l'adoption des mesures dont l'intérêt est démontré par la recherche. Malheureusement, l'effet des mesures non distributives est rapidement annulé par un effort de pêche qui continue de croître. La dégradation régulière des rendements qu'elle entraîne pousse les pêcheurs, opérant à la limite de la rentabilité, à modifier sans cesse leurs régimes d'exploitation (chapitre 17), à frauder si nécessaire, réduisant ainsi à néant les efforts d'aménagement et faisant douter de l'applicabilité des mesures (Garcia 1986). Cette dynamique perverse aboutit localement à des conflits ouverts, parfois graves, entre pays (Grande-Bretagne - Islande, par exemple), comme entre pêcheurs appartenant à des branches différentes (chapitres 17 et 18).

Ce constat n'était pourtant pas nouveau. La préoccupation pour les contraintes politiques de l'aménagement de ressources librement accessibles figure, par exemple, très tôt dans les discussions conduites au sein du CIEM¹ sur la régulation de la pêche. Le problème fut parfaitement formulé lors de la Conférence de Londres sur la surpêche (1946), qui s'y adresse expressément. Mais l'absence de décisions politiques sur le partage des ressources interdit tout progrès dans le contrôle des causes premières de la surpêche.

Bien qu'une régulation des captures par quotas ait été adoptée plusieurs décennies auparavant par certaines commissions plus anciennes (Gulland 1984), ce n'est qu'à la fin des années 60 que la régulation du taux d'exploitation devient une préoccupation majeure. Dans le contexte de compétition qui prévalait alors au sein des pêcheries internationales, les pays qui arment les flottes de grande pêche ne peuvent convenir d'un contrôle des capacités de capture : le *statu quo* ne satisfait pas les nouveaux arrivants et, encore moins, les pays qui ne s'étaient pas encore engagés dans la grande pêche. Sous le prétexte des difficultés techniques posées par la régulation de l'effort de pêche, la régulation du taux d'exploitation par contingentement des captures annuelles totales, ultérieurement réparties entre pays (quotas nationaux), se généralise. Cette décision permet en principe la conservation de la ressource, mais ne réduit, ni le gaspillage économique, ni les conflits entraînés par l'insuffisance des décisions relatives à l'accès.

En plus des travaux énumérés plus haut, la recherche est alors chargée de déterminer chaque année le surplus de capture des stocks exploités en commun, ou plutôt en compétition. Le modèle de production devient un outil de recherche privilégié. Compte tenu des difficultés que pose l'estimation de l'effort de pêche et de l'importance croissante prise par les recrutements annuels successifs dans l'abondance de stocks excessivement réduits par une pêche trop intensive, l'analyse des cohortes, complétée par des estimations directes et précoces du recrutement annuel, le remplace ou le complète rapidement au sein de nombreuses commissions dans l'hémisphère nord. Cette évolution méthodologique traduit l'impossibilité, dans le contexte politique régnant, de prendre en compte les facteurs économiques (l'effort de pêche est aussi une expression des capacités et des coûts d'exploitation) et le poids pris par la variabilité du recrutement annuel dans les performances économiques des armements. Réciproquement, ce choix méthodologique entraîne l'impossibilité d'analyser les implications économiques (rentabilité) et sociale (emploi), pour différentes pêcheries, des niveaux d'exploitation envisageables sur des considérations purement biologiques.

¹ Conseil international pour l'exploitation de la mer.

Si les progrès méthodologiques sont à mettre au compte des recherches suscitées par les commissions régionales dans les régions caractérisées par l'existence de pêcheries importantes et de compétences scientifiques établies, la contribution pratique la plus significative de la science halieutique aura été l'évaluation du potentiel halieutique mondial et de sa distribution géographique, réalisée au cours des années 60 et 70.

En raison des relations internationales qu'elle implique, la gestion des grandes pêcheries hauturières s'accompagne d'une centralisation des pouvoirs apparents de décision des administrations nationales, dont la recherche devient le servent. Des mécanismes lourds (les commissions) et des régulations complexes sont mis en place sur la base d'analyses exclusivement biologiques. L'impossibilité pour ces commissions de considérer les dimensions économiques et sociales et la nécessité de prendre leurs décisions à l'unanimité ont plusieurs conséquences néfastes :

- retards dans la prise en compte des aspects économiques dans l'aménagement des pêcheries internationales et, par ricochet, nationales ;
- faible participation de la profession à l'aménagement (analyse et décision) ;
- prise en compte insuffisante des aspects techniques et opérationnels de la pêche qui est à l'origine de la méconnaissance actuelle de la dynamique des flottilles et de l'incapacité des administrations et de la recherche à prévoir la réaction de ces dernières face à la variabilité des stocks, des marchés ou des décisions réglementaires ;
- échec de l'aménagement, patent sur le plan de l'efficacité économique et fréquent sur le plan biologique - les mesures de conservation étant le plus souvent trop timides, trop tardives et, en règle générale, imparfaitement appliquées.

2.4. Le nouveau Droit de la mer

Suscité par la raréfaction des ressources et justifié par l'échec de l'aménagement dans le cadre des commissions internationales, le nouveau Droit traduit un nouveau partage de ressources (chapitre 20). Effet vraisemblablement inattendu pour ses promoteurs, il a eu pour conséquence immédiate de révéler les carences de l'aménagement national. Si des progrès évidents ont été réalisés dans la régulation de la pêche étrangère, les administrations nationales réalisaient imparfaitement que l'aménagement de ressources communes ne pouvait pas être résolu par sa prise en charge par une administration centrale, fût-elle théoriquement dotée du pouvoir de décision. Dans certains pays, l'extension des juridictions nationales s'est accompagnée

d'un accroissement rapide des capacités de capture compliquant encore la rationalisation de la pêche.

Sur la recherche, le nouveau partage des droits et des responsabilités a des incidences également importantes ;

- la réalisation de l'intérêt d'une rationalisation de l'exploitation des stocks nationaux implique l'analyse des dimensions économiques et sociales des principales pêcheries nationales ;

- la bureaucratisation et la politisation de l'aménagement restent fortes, car l'intervention de la puissance publique reste indispensable pour résoudre les problèmes posés par l'allocation des ressources entre nationaux, l'octroi éventuel de licences aux flottes étrangères sur les ressources nationales et leur contrôle, ainsi que par l'exploitation concertée des stocks partagés ;

- le rôle de la recherche halieutique est redéfini et institutionnalisé, en particulier lorsque les Etats prévoient de baser l'aménagement de leurs pêcheries sur des plans explicites, à l'élaboration desquels la recherche est appelée à participer ;

- des pressions externes interfèrent avec l'objectivité de cette dernière ; sa liberté de diffuser ou d'échanger ses connaissances peut être restreinte sous l'effet de l'importance politique des informations sur l'état des stocks, des réglementations que les états côtiers envisagent d'imposer aux flottes de grande pêche, ou de la notion "d'excédent" de ressources que les pays côtiers "devraient", conformément à certaines clauses du nouveau Droit, mettre à la disposition de flottes étrangères (chapitre 20, Garcia *et al.* 1986) ;

- selon les pays, mais toujours pour défendre les intérêts nationaux, la collaboration scientifique devient un terme d'échange dans le cadre des négociations d'accords de pêche : elle est ainsi susceptible d'être freinée ou favorisée sur la base de critères politiques.

2.5. La reconnaissance de l'échec

Dès le milieu des années 60, l'échec relatif de l'aménagement traditionnel est reconnu par les scientifiques (Templeman and Gulland 1965). Les méthodes de régulation du taux d'exploitation, acceptables par les administrations nationales en concurrence, permettent au mieux de conserver la ressource et, ce, au prix d'une complexification superflue sur les plans biologique et administratif, car elles ne s'adressent pas explicitement à la cause de la surexploitation, à savoir l'insuffisance des

dispositions en matière d'accès et ses conséquences sur la rentabilité des entreprises, ainsi que les conflits entre métiers, communautés de pêcheurs et pays concurrents (chapitres 1, 13, 14, 15, 16, 18 et 20 ; ACMRR 1983, Mackenzie 1983, Panayotou 1983, Gulland 1984, Troadec 1988b, entre autres).

Dans le même temps, le même grief est fait aux politiques de promotion des pêches dans les pays du Tiers Monde (chapitres 1 et 18 ; Smith 1979, Panayotou 1983, Troadec 1983, World Bank 1986 notamment), et ceci pour les mêmes raisons.

Bien que surtout patent sur les plans économique et politique (paix sociale), cette carence a été régulièrement soulignée et commentée par les biologistes depuis un demi siècle. L'observation suivante, émanant du CIEM est une illustration, parmi beaucoup d'autres, de ce constat : "Comme les dernières années, l'avis du Comité consultatif pour l'aménagement des pêches reflète le mauvais état des pêcheries, le déclin des stocks, la pression excessive de la pêche et l'irrationalité des schémas d'exploitation" (ICES Information, 9 avril 1987). La seule note d'optimisme dans ce communiqué est à mettre au crédit du redressement des stocks de morue et de hareng, consécutif à l'amélioration du recrutement ! Un tel constat, amer pour des équipes scientifiques qui ont réalisé des progrès méthodologiques et de collaboration sans précédent est, malheureusement, objectif.

Les carences de la gestion des pêcheries côtières sont moins bien documentées, mais n'en restent pas moins réelles, dans les pays développés comme en développement. Elles s'observent également dans les pêcheries artisanales à gestion coutumière (Mc Goodwin 1984, Kassibo 1987). Elles se manifestent par des conflits violents entre pêches côtières et industrielles dans de nombreux pays du Sud-Est asiatique (chapitres 17 et 18, FAO 1987), par le recours régulier à des pratiques de pêche aberrantes telles que la pêche à l'explosif (Sud-est asiatique, Méditerranée orientale) ou à l'aide de produits toxiques (dans les récifs coralliens comme dans les lagunes et les mangroves de la zone intertropicale). Dans le monde occidental, l'échec se traduit par la dégradation de certaines zones littorales riches (chapitres 12, 18 et 19), le chalutage illégal en zones côtières (chapitres 17 et 18) et, plus généralement, la mauvaise application des règlements et l'apparition de conflits ouverts entre des pays qui entretiennent par ailleurs les meilleures relations sur les plans économiques et politiques.

2.6. Les carences majeures

2.6.1. Les faiblesses institutionnelles

Une raison de l'échec réside dans la dissociation entre l'élaboration de l'avis scientifique et le choix des mesures de régulation, d'une part, et les activités de pêche proprement dites, d'autre part. L'aménagement est du ressort d'administrations publiques à qui reviennent les décisions de conservation et d'allocation, généralement implicites, de la ressource (chapitre 15). Mais les concepts de prise maximale équilibrée ou de rendement économique maximum ou optimum correspondent à des objectifs d'optimisation qui, parce qu'ils se rapportent à des pêcheries considérées dans leur ensemble, sont hors de portée du pêcheur individuel, comme des organisations professionnelles lorsqu'elles ne participent pas directement à l'élaboration et à l'application des schémas d'aménagement. Les pratiques courantes renforcent théoriquement le rôle de l'Etat mais, en réalité, n'accroissent pas ses capacités d'action : l'autorité administrative est, en effet, amenée à assurer, sans toujours bénéficier du concours de la profession, des fonctions de gestion du secteur de production qui incombent à ce dernier dans les économies de marché (Mackenzie 1983). Parallèlement, elles cantonnent la recherche dans des activités récurrentes de soutien qui réduisent sa capacité d'innovation scientifique et technique correspondant à sa vocation première.

L'autorité chargée de l'aménagement prend ses décisions en tenant plus ou moins compte de l'avis des scientifiques et en intégrant les pressions exercées sur elle par l'appareil politique et les groupes socio-professionnels concernés suivant, pour ce faire, des règles de décision non formalisées et non explicites à partir d'hypothèses non formulées et, donc, difficilement vérifiables. L'application de ces décisions dépend d'autres décisions prises à tous les niveaux "inférieurs" du système pêche. A chacun de ces niveaux, le message est "déformé" sous l'effet de facteurs socio-économiques et culturels non explicités lors de l'élaboration de la décision et de son application (Maiolo and Orbach, 1982). Le résultat est que, malgré toute la compétence des experts, les différents effets d'une mesure d'aménagement sont difficilement prévisibles. De leur côté, les pêcheurs sont capables de prévoir ou d'envisager un certain nombre de conséquences pratiques des mesures, et d'agir et réagir en conséquence.

L'inefficacité patente du système peut faire douter de la validité de cette analyse. Si elle est correcte, la situation devrait susciter des mécontentements et, donc, des actions correctives. Ces pressions existent bien mais, pour au moins deux raisons, leur effet est dilué. La première est que ceux qui font les frais de l'inefficacité du système (en premier lieu, les contribuables et les consommateurs) sont mal informés de la situation et ne peuvent réagir massivement. La deuxième, plus subtile, est qu'il existe

toujours un groupe à qui les imperfections profitent. Comme le souligne Hannesson (1981), ce groupe est souvent mieux organisé et financièrement plus motivé : plus petit, ses bénéficiaires unitaires sont supérieurs à ceux du groupe plus large et plus diffus des payeurs actuels et de l'ensemble des bénéficiaires potentiels d'une mesure correctrice. Il est donc plus enclin à agir activement auprès de la puissance publique.

Dans certaines situations, l'influence de ces groupes risque d'être affectée par les pressions politiques croissantes de certains mouvements écologiques (cf. le rôle du mouvement "Greenpeace" dans l'adoption d'un moratorium sur l'exploitation des baleines). Devant des dégradations des zones littorales, l'influence d'autres groupes utilisateurs (touristes, pêcheurs plaisanciers, industriels, agriculteurs et habitants) pourra, compte tenu de leur poids et de la diversité de leurs motivations, se révéler déterminante sans qu'il soit possible d'affirmer que leur action ira nécessairement dans le sens de l'intérêt particulier des pêcheurs et des aquaculteurs : si le tourisme peut agir en faveur de la conservation de la qualité des eaux littorales, celui-ci peut, comme la pêche de plaisance, voir dans la pêche commerciale, soit un compétiteur pour l'espace, soit un facteur de réduction excessive des ressources halieutiques littorales qui l'intéressent.

2.6.2. Le flou dans la définition des objectifs

Au coeur du malentendu entre les différents acteurs de l'aménagement, se trouve le principe, toujours posé mais mal appliqué, de la définition des objectifs. Tous les essais théoriques soulignent que la cohérence et, donc, l'efficacité d'une politique d'aménagement reposent sur la définition explicite d'objectifs hiérarchisés. Ces mêmes ouvrages regrettent, qu'en pratique, les autorités se contentent souvent d'énumérer des objectifs souvent contradictoires, parce que trop généraux. Ce paradoxe tient au fait que l'aménagement n'est pas un processus objectif même si, du fait de la complexité des questions posées, la participation de scientifiques y est indispensable. Le progrès se fait par un processus permanent de négociations plus ou moins transparentes, où les décisions dépendent de compromis acceptables de l'ensemble des forces en présence, dans un système complexe où chacun essaie de transiger le moins possible par rapport à ses objectifs avoués ou, plus souvent, cachés (Brewer 1979, Garcia sous presse). Seront en général considérées comme acceptables les mesures que les professionnels estimeront inévitables, faciles à appliquer ou... à contourner. La pêche est une activité économique où entrent en jeu des intérêts importants. Afficher trop clairement ses objectifs lors d'une négociation susceptible d'avoir des répercussions sur ses propres revenus n'est pas nécessairement avisé. Il en est de même pour l'administration dont la marge de manoeuvre est réduite par les divers groupes de pression et par les autorités politiques. Indépendamment du bien-fondé des mesures, l'administration est juge de l'opportunité politique des mesures à prendre.

Dans ces conditions, la séparation entre une fonction d'avis scientifique et une fonction de décision administrative n'est pas toujours réalisable. L'administration pourra être d'autant plus encline à s'appuyer sur un avis scientifique qu'il coïncide avec les critères de nature politique. Il n'en reste pas moins, qu'en l'absence d'objectifs clairement exprimés, il sera difficile de juger objectivement du succès ou de l'échec d'une politique d'aménagement et d'en tirer des leçons pour l'avenir.

2.6.3. Les contraintes économiques, sociales et techniques

La pêche est une activité dont l'optimisation économique est contrecarrée par le manque de décisions et l'insuffisance des mécanismes d'allocation de la ressource. L'analyse économique est susceptible de mettre en évidence les flux de richesse et, plus encore, les modifications de ces flux résultant de mesures d'aménagement ou de développement. Des réserves à l'encontre de l'introduction explicite de l'économie dans l'évaluation des pêcheries en vue de leur optimisation seront donc nécessairement la règle, tant que des mécanismes adéquats d'allocation des ressources et de distribution de richesses ne seront pas en place. Cette contrainte était sérieuse dans les pêcheries internationales et le demeure dans les pêcheries nationales, et communautaires qui en conservent bien des traits : l'avis scientifique y est essentiellement réduit aux dimensions biologiques, alors que l'état des pêcheries dépend d'abord de forces économiques et de contraintes opérationnelles et politiques (chapitre 1).

Dans ces conditions, les biologistes sont amenés, sans en avoir la compétence, à prendre en considération certains concepts économiques et à proposer des mesures "biologiques" *a priori* dotées de propriétés bénéfiques sur le plan économique, voire politique. Ainsi, après avoir proposé pendant des années des quotas correspondant au maximum théorique de production, ils ont recommandé des niveaux d'exploitation légèrement inférieurs ($F_{0,1}$) qui, bien qu'arbitrairement définis sur le plan biologique, améliorent la stabilité de la ressource et sont économiquement moins mauvais (Gulland and Boerema 1973). Si ces seuils arbitraires de production sont intéressants à considérer, ils ne peuvent satisfaire les critères d'optimisation économique et sociale des pêcheries (chapitre 18). Cela n'empêche pas certains de continuer de les qualifier "d'optima". Il est également inévitable que des avis ou des quotas proposés sur une base aussi incomplète puissent être refusés, quelle que soit la qualité de l'analyse de l'état des stocks qui les sous-tend.

Pour tenir compte de ces limitations, le CIEM a récemment adopté une grille plus ouverte de recommandations, d'apparence purement biologique, dont le caractère contraignant varie selon l'état des stocks :

- pour les stocks décimés : un niveau d'exploitation unique ;
- pour les stocks fortement exploités : une recommandation explicitement sélectionnée dans une gamme d'options situées entre des limites "biologiquement sûres", c'est à dire supposées ne pas compromettre la viabilité du stock ;
- pour les stocks faiblement exploités : une plage "biologiquement sûre", sans recommandation particulière ;
- pour les stocks pratiquement vierges et/ou dont le potentiel de production est insuffisamment connu : un seuil de prélèvement de précaution.

Cette procédure laisse aux décideurs, pour la prise en compte non explicite des aspects économiques, sociaux et politiques, une marge de manoeuvre d'autant plus grande que le stock est en bon état, c'est à dire qu'il ne présente pas de risque de baisse de productivité par réduction excessive des reproducteurs. Ceci revient à admettre également qu'il est difficile de trouver des critères économiques, à la fois suffisamment précis et pertinents pour être utiles, et suffisamment généraux pour être acceptables de toutes les parties.

La difficulté à prendre expressément en compte les contraintes économiques et politique du présent régime est à l'origine des pratiques finalement néfastes pour les pêches :

- tentatives de déstabilisation du système : lorsque la mise en oeuvre d'un avis "biologique" se heurte immédiatement à de fortes contraintes économiques, il peut susciter chez les décideurs une série de comportements caractéristiques : réfutation de la méthode admise jusqu'alors, remise en question des critères de décision, restriction de l'autonomie des chercheurs nationaux participant aux groupes de travail ;

- détérioration de la qualité des données : les administrations nationales sont parfois tentées de sous-déclarer les captures nationales par secteurs ou par espèces pour rester dans les quotas fixés, plutôt que de discuter ouvertement des contraintes opérationnelles et autres à l'origine des dépassements. De la même façon et pour les mêmes raisons, les professionnels peuvent sous-déclarer les quantités qu'ils débarquent. Les exemples de tels comportements, en particulier lors d'effondrements de stocks importants, se rencontrent aussi bien dans les pêcheries internationales que nationales (Cram 1981 pour le pilchard de Namibie, Pauly and Tsukayama 1987 pour celle de l'anchois du Pérou).

Cette dérive pose la question de la viabilité même du mode de régulation actuel de la pêche et, au-delà, de l'efficacité des pêcheries.

3. Rôle et évolution de la recherche halieutique

Il a été maintes fois reconnu, par ceux-là mêmes qui en sont à l'origine, que le paradigme opérationnel de la science halieutique était insuffisant (Alverson and Paulik 1973, Sharp *et al.* 1983, Gulland 1983b). Ceci ne constitue pas une critique de la science halieutique qui a connu en un demi-siècle des développements et des résultats remarquables, mais un constat du fait que, malgré ces progrès, cette science demeure imparfaitement outillée pour répondre aux problèmes complexes posés par l'exploitation cohérente des écosystèmes halieutiques.

3.1. Le rôle de l'halieute

Les manuels classiques de dynamique des populations (entre autres, Gulland 1969, Cushing 1981) partent généralement de l'évolution de la production mondiale et des effondrements de divers stocks pour conclure que le rôle de l'halieute est de "mesurer" les stocks, en vue d'en "rationaliser" l'exploitation, afin d'en assurer la "conservation". Les termes de "rationalisation" et de "conservation" ne sont pas définis par référence à des critères explicites : ils impliquent seulement que l'halieute oeuvre pour une certaine optimisation à long terme de l'exploitation dans le cadre d'un mécanisme susceptible de définir cet optimum et de l'atteindre. Rarement la contribution potentielle de la recherche au développement est mentionnée : pourtant celle-ci a évalué le potentiel halieutique des zones de pêche mises en exploitation depuis la Seconde Guerre mondiale, donnant ainsi l'ordre de grandeur des investissements et des efforts justifiés. Les manuels plus récents mentionnent l'impact de la création des zones économiques exclusives et le problème particulier de la gestion des stocks partagés. L'importance de la gestion de la zone côtière pour la conservation de la productivité des stocks halieutiques est encore peu souvent soulignée (chapitres 12, 18 et 19).

Le rôle de l'halieute dans le processus d'aménagement peut, dans une première étape, être assimilé à celui des instruments de navigation sur un navire. L'halieute reçoit, analyse et transforme en information utilisable, des données sur la pêche et les ressources (poids, composition et mouvements des stocks et des flottes, état économique du secteur, etc.). Son rôle dans la fixation des objectifs est passif lorsqu'il se cantonne à indiquer la position de points de repère stratégiques, tels que le potentiel

maximal du stock et l'effort correspondant, ou la biomasse reproductrice nécessaire pour assurer le renouvellement du stock. Ce rôle peut être comparé à celui d'un compas, d'un radar ou d'un sondeur, qui indiquent le Nord, la distance d'un obstacle ou la profondeur sans imposer, ni l'allure, ni la route du navire. L'autorité chargée de l'aménagement reçoit bien d'autres informations, tout aussi importantes, en provenance des différents secteurs de l'exploitation, de la transformation, et de la commercialisation, ainsi que des forces politiques en présence. Ces informations plus ou moins complètes et exactes, sont en partie contradictoires : l'aménagement est la recherche perpétuelle de compromis. Le degré d'acceptation et de respect des décisions finales par les pêcheurs dépendra de leur appréciation du degré d'urgence, de l'intérêt pour eux des mesures envisagées et du degré d'incertitude qui entache les mesures. L'administration reste seule juge de l'opportunité d'agir.

L'halieute est aussi susceptible de jouer un rôle plus actif dans la prise de décision en analysant les implications biologiques, économiques et sociales des divers niveaux d'exploitation envisageables. Ce rôle est fondamental. Il est cependant évident que chaque groupe d'intérêt réalise parallèlement, dans le domaine qui lui est propre, des projections plus ou moins formalisées. Ces différentes prédictions peuvent être contradictoires. La même analyse peut conduire des acteurs différents à des conclusions divergentes. L'état des connaissances, la qualité des données, les incertitudes d'origine climatique, écologique et économique, laissent une large plage d'incertitude. Les décisions finales impliquent, de la part des autorités responsables et de la profession, l'évaluation du risque inhérent à chaque option. En outre, les bénéfices théoriques calculés par l'halieute seront considérés, formellement ou empiriquement, par les professionnels en termes de valeur nette actualisée. La valeur du bénéfice actualisé sera ensuite affectée d'un coefficient égal à la probabilité qu'il se réalise effectivement (précision statistique de l'estimation) et que le pêcheur concerné soit en mesure d'en profiter directement. Cette considération joue, par exemple, lorsque le pêcheur opère dans des eaux étrangères où il n'est pas assuré de pouvoir continuer d'accéder.

L'aménagement implique également une négociation, ouverte ou secrète, entre les parties prenantes. L'halieute peut y jouer le rôle de pourvoyeur neutre d'information sur l'état du stock, celui de la pêcherie, le risque qui s'attache à chaque décision, etc. Son impartialité est parfois mise en cause, notamment au niveau international, lorsque l'analyse est imparfaitement dissociée de la négociation sur le partage des bénéfices potentiels.

L'halieute joue souvent un rôle plus actif dans les pays en développement où la maîtrise des ressources nouvellement acquises passe par des négociations sur les droits de pêche ou des accords d'entreprises conjointes, avec des pays développés disposant de compétences et d'une expérience plus anciennes. Son rôle peut être également grand dans la préparation de plans d'aménagement et de développement. Il est difficile dans l'élaboration de schémas concertés d'exploitation de stocks partagés, où il doit fournir

les bases objectives de la négociation. Un accord de partage suppose un consensus sur les grandeurs à partager et leur répartition. Les données sur la ressource fournissent certains critères, mais ce ne sont pas les seuls : d'autres considérations entrent en jeu (chapitre 13). Il existe, d'autre part, une limite aux connaissances et aux informations que la recherche peut fournir.

3.2. L'évolution du paradigme

Rigler (1982) avance, comme condition du progrès, l'apparition d'un consensus sur un paradigme qu'il définit comme "l'ensemble des lois acceptées comme vraies par une communauté scientifique, avec son cortège de croyances et de comportements". En son absence, la communication est vouée à l'échec. Les pêcheurs, les administrateurs, les halieutes et les chercheurs fondamentalistes, en économie ou en écologie, ont chacun leur propre système de pensée. Leur capacité à agir de concert dépend de la vitesse d'échange et d'adhésion aux concepts propres à chaque groupe. Ainsi, la microéconomie a toujours été plus rapidement utilisée que la macroéconomie dans les décisions d'aménagement. De même, la biologie de l'évolution et l'étude des modifications génétiques des stocks exploités n'ont pas encore été pris en compte de manière perceptible dans les avis scientifiques.

Le "paradigme fonctionnel", c'est à dire celui qui est effectivement utilisé par le corps social concerné, est en fait restreint à la zone de recouvrement des paradigmes élémentaires de ses composantes, laissant ainsi inutilisée une part appréciable des connaissances disponibles.

Les concepts de base de l'halieutique ont peu changé depuis leur formalisation, pendant la première moitié du XX^{ème} siècle. Selon les périodes, certains aspects particuliers de la théorie ont revêtu plus ou moins d'importance (Trodec 1988b). Avant 1914, le développement déjà ancien de certaines pêcheries de la mer du Nord (hareng, morue) révèle le poids des fluctuations d'abondance d'origine climatique et suscite des travaux sur l'origine de ces variations. Mais, très vite, l'expansion rapide de la grande pêche entre les deux guerres et après la Seconde Guerre mondiale s'est accompagnée d'une focalisation des recherches sur les effets de l'effort de pêche sur l'abondance et la production des stocks (Graham 1935, Beverton and Holt 1957, Schaefer 1954, Ricker 1958). Cette préoccupation domine pendant presque un quart de siècle (1950-1975). Les stocks recrutés sont supposés varier essentiellement sous l'effet de la pêche ; on peut donc espérer "rationaliser" leur exploitation en contrôlant la pression et les modalités (maillages, saisons, zones) du prélèvement. Les contraintes économiques et politiques (accès) ne sont pas formellement prises en compte. Le système pêche est conceptuellement réduit à deux éléments : le poisson et le pêcheur. Les interactions

entre les espèces et entre les diverses composantes du système d'exploitation sont ignorées. Le recrutement annuel est supposé dépendre surtout de la taille du stock reproducteur et, donc, implicitement de la pêche, bien que l'évidence statistique soutenant ce point de vue soit ténue. Le rôle des facteurs ambiants, mis en évidence par Hjort un demi siècle plus tôt, est considéré, soit comme secondaire, soit comme un bruit de fond aléatoire masquant la relation stock-recrutement (Cushing 1969). Ricker notera plus tard (1977) : "Au cours de de la première moitié du siècle, une curieuse dichotomie a prévalu entre la "théorie de la pêche" en émergence et les mesures d'aménagement alors en vogue qui accordaient la priorité à la préservation d'une reproduction adéquate et du recrutement... alors que, pour la plupart des espèces, cette préoccupation pour le recrutement semblait en contradiction directe avec les évidences scientifiques qui s'accumulaient alors".

Au début des années 70, l'effondrement spectaculaire de plusieurs stocks pélagiques et l'estimation du potentiel halieutique mondial (Gulland 1971) montrant que celui-ci était en passe d'être atteint sont les premiers signes de la fin de la phase d'expansion de la grande pêche. Les zones économiques exclusives se créent. Les variations naturelles des ressources sont initialement confondues avec les effets d'une réduction excessive par la pêche du stock reproducteur. Pour deux raisons, elles deviennent pourtant de plus en plus difficiles à négliger : d'une part, la réduction par la pêche du nombre de classes d'âge qui exacerbe la variabilité des rendements et, d'autre part, les entraves imposées par le nouveau Droit de la mer au déploiement géographique des flotilles qui réduisent les possibilités de jouer avec l'espace, en passant d'un stock à l'autre en fonction de leurs recrutements. Bien que la recherche d'une relation stock-recrutement reste une préoccupation majeure, les effets de l'environnement commencent à être considérés de nouveau comme des facteurs pertinents. Un processus de régulation du recrutement, indépendant de la densité, est proposé par Cushing (1972), avec son hypothèse de la coïncidence des cycles (chapitre 6). On commence alors à s'intéresser à l'observation des fluctuations à long terme des stocks (Hempel 1978).

L'évolution des concepts s'accélère au cours des années 80. Au début, l'environnement est introduit, dans un modèle de relation stock-recrutement, comme une variable additionnelle (Csirke 1980, Qisheng 1985). La modélisation intègre les expressions mathématiques relatives aux différentes phases de la dynamique des populations : ainsi les modèles dits "auto-régénérants" incluent une relation stock-recrutement et une variabilité aléatoire, dont la distribution est considérée comme normale.

Une majorité d'halieutes, sensibilisés par le fait que la plupart des déclin de stocks ont été observés pour la première fois à l'occasion d'une intensification du taux d'exploitation (Daan 1980), continuent à considérer l'effort de pêche comme la cause majeure des effondrements de stocks : on préconise toujours la conservation d'une

biomasse reproductive minimale bien que, dans la plupart des cas, on ne dispose, ni de la base théorique, ni des données nécessaires à sa détermination objective. On oublie que, si l'effort de pêche est une fonction monotone et croissante du temps, et si le stock oscille naturellement à basse fréquence, une coïncidence entre un effort croissant et un stock décroissant est inévitable, sans que l'on ait besoin de supposer une relation de cause à effet entre les deux phénomènes. Cette probabilité est accrue par le fait, initialement mal perçu, que plusieurs pêcheries hauturières se sont établies à la suite d'une série de forts recrutements (églefin du banc Georges, entre autres). Par contre, les conjonctions positives ne soulèvent aucune interrogation, l'augmentation positive étant interprétée, selon le paradigme en vigueur, comme faisant partie de la productivité "normale" du stock.

La reconstitution inattendue de plusieurs stocks pélagiques (Csirke and Sharp, eds. 1983, Csirke sous presse, Cushing 1982, Kosslov 1984), la prolifération de nouveaux stocks (Gulland and Garcia 1984, Fréon 1986), ainsi que la mise en évidence de fluctuations importantes de stocks avant que leur pêche ne devienne appréciable (Soutaar and Isaacs 1974, chapitres 4 et 6) finissent par faire réaliser les insuffisances du modèle de relation stock-recrutement, tant comme outil d'analyse que comme schéma conceptuel dominant et stratégie d'investigation des mécanismes qui déterminent le succès du recrutement (Garcia 1983, Sissenwine 1984). La démarche statistique doit être abandonnée au profit de l'observation directe des processus physiques et biologiques en jeu (chapitres 4, 5, 6 et 9) et des déséquilibres dans les stratégies démographiques susceptibles d'apparaître chez les espèces à courte durée de vie (Garcia 1985).

Dans le même temps, les administrations prennent progressivement conscience des conséquences d'une surpêche qui persiste, du coût des fluctuations climatiques dont elle exacerbe les effets, et de la nécessité de prendre progressivement et explicitement en compte les dimensions économiques de la pêche. Sur le plan strictement biologique, il devient clair que l'intensification de la pêche a des conséquences plus complexes que ne le laissent supposer les concepts classiques : elle entraîne non seulement une diminution de l'abondance et un rajeunissement du stock, une baisse des rendements, une réduction du potentiel reproducteur et une augmentation de la variabilité interannuelle, mais également un raccourcissement des saisons de pêche, une concentration de l'effort de pêche vers les petites tailles (par réduction de la sélectivité des engins et concentration des opérations sur les zones et périodes où les jeunes poissons prédominent) et un élargissement du spectre des espèces recherchées. L'exploitation devient de plus en plus multispécifique par diversification des espèces cible et réduction des rejets. Ces évolutions sont progressives. Elles peuvent passer initialement inaperçues, alors qu'elles invalident les pratiques classiques d'évaluation des stocks.

Les concepts traditionnels d'équilibre et de long terme, qui sont à la base des avis en matière d'aménagement, doivent alors être complétés par ceux de "transition" et de "court terme" (chapitre 2). Ces notions avaient bien été intégrées lors de la conception de la théorie de la pêche (Beverton and Holt 1957), mais restaient peu utilisées dans les pratiques courantes. C'est pourtant à cause des difficultés rencontrées à court terme par la profession que sont battus en brèche les plans d'aménagement, tant que les facteurs à l'origine de la surpêche ne sont pas dominés. Il existe un décalage entre l'approche stratégique de la recherche halieutique traditionnelle, qui tente d'expliquer et de prédire à long terme la plus grande part des phénomènes observés, et les nécessités tactiques de la pêche, qui exige une recherche opérationnelle à court terme.

Comment sortir de cette impasse ? La réponse n'est pas simple. L'intérêt d'une sensibilisation aux perspectives de la maîtrise de la dynamique de la surpêche demeure. Une telle sensibilisation pourrait se faire par des projets pilotes portant sur des pêcheries où les conditions autorisent un progrès stratégique. La participation accrue et officiellement reconnue de la profession à la gestion des pêcheries est une autre voie de progrès. L'analyse des contraintes opérationnelles et la mise au point par la recherche de modèles adaptés à une gestion à court terme favoriseraient une implication accrue de la profession, ce qui la sensibiliserait sans doute à l'intérêt d'un progrès stratégique et fournirait des outils de recherche opérationnelle qui seront toujours utiles, quel que soit le régime juridique sous lequel opéreront les pêcheries. Il est temps que la recherche considère les contraintes opérationnelles de la pêche comme une donnée du problème et non plus comme un bruit parasite empêchant les modèles de fonctionner.

3.3. Evolution des méthodes de travail

On est ainsi amené à distinguer dans la recherche halieutique trois niveaux, selon la fréquence des interventions et l'originalité des préoccupations et des méthodes :

- une analyse stratégique des pêcheries, dans des cadres géographiques (national, régional) définis, à partir d'évaluations sectorielles pluridisciplinaires, destinées à fournir la base pour l'élaboration de politiques de pêche ; ces analyses seraient à réviser au mieux, tous les cinq ans, ce qui permettrait en même temps d'en évaluer les résultats ;

- le suivi régulier des stocks, selon les méthodes classiques et des procédures récurrentes préalablement convenues, complété par des travaux de recherche opérationnelle destinés à optimiser les pêcheries dans le cadre défini par les politiques de pêche et à répondre aux aléas du recrutement ou des cours ; ce suivi se ferait selon une maille espace-temps (année) plus serrée correspondant à des unités d'exploitation à la régulation desquelles la profession serait directement associée (chapitre 17) ;

- les recherches plus fondamentales destinées à promouvoir l'acquisition de connaissances nouvelles sur les ressources halieutiques ; elles seraient menées parallèlement aux préoccupations du secteur de production, sans chronologie particulière, si ce n'est l'échéance des programmes scientifiques finalisés conduits à cet effet ; le Programme national sur le déterminisme du recrutement fournit, en France, un exemple de telles recherches.

Les principaux modèles d'évaluation de stocks ont été élaborés dans le cadre des commissions de pêche. En leur sein, le progrès repose sur la collaboration scientifique. Pour que cette dernière soit efficace, elle suppose un dialogue permanent et, donc, un certain consensus sur les procédures ainsi qu'un langage commun (Gulland 1983). Ces impératifs de communication sont nécessairement réducteurs. Cette codification nécessaire contraint les recherches dans un cadre fixé qui, ajouté à la pression des demandes récurrentes, freine le progrès scientifique.

Déjà, un demi-siècle après la naissance de la science halieutique, Rounsefell et Everhart (1953) se plaignaient de la masse de données jamais analysées par suite de la pression des demandes conjoncturelles émanant d'une administration soucieuse de faire "quelque chose" face aux avatars d'un développement désordonné du secteur. A la fin du XXème siècle, le progrès de l'informatique n'a pas résolu le problème. Gulland (1983) montre comment l'analyse des cohortes est sans cesse perfectionnée, sans que les concepts sur lesquels elle repose soient approfondis, parce qu'elle donne une représentation simple et pratique des effets de la pêche et permet de calculer des quotas. Cette insuffisance des recherches explique que la méthode ait conduit à des erreurs d'interprétation grossières, même sur l'état des stocks de morue pour l'évaluation desquels la méthode avait pourtant été élaborée. De même, le modèle de production et le concept de maximum de production à l'équilibre, élaborés pour l'évaluation des stocks de thons du Pacifique (Schaefer 1954) se révélèrent biaisés, même pour ces stocks. Le modèle continue cependant d'être utilisé dans la plupart des commissions thonières. Le concept de production par recrue (supposant un recrutement constant), élaboré avec succès pour l'évaluation du stock de plie de la mer du Nord, se révéla insuffisant pour les stocks instables comme ceux de hareng, sans que cela conduise à un changement radical de méthode (Cushing 1975).

Le comportement des commissions indique, par ailleurs, que la méthodologie admise n'est remise en question que lorsque la proposition d'aménagement ne convient plus à certaines parties (rupture du consensus). Ce fut le cas, par exemple, au sein de la Commission baleinière internationale (Gulland 1983a). Le même phénomène a été observé au COPACE¹ et à la CIPASE². Les mêmes comportements se rencontrent

1 Comité FAO des pêches de l'Atlantique centre-est.

2 Commission internationale des pêches de l'Atlantique sud-est.

aussi au niveau national où les évaluations et leur fiabilité, compte tenu des incertitudes sur les données, sont remises en cause lorsque les propositions d'action ne correspondent pas à ce que les autorités chargées de l'aménagement sont prêtes à accepter. Un exemple célèbre d'interférence sur l'avis scientifique est donné par Cram (1981) à propos des pêcheries de pilchard de Namibie et d'Afrique du sud. Parce qu'elles sont engagées dans un processus par essence politique, les commissions ne peuvent opérer, pour leurs tâches de routine, que dans le cadre du *statu quo* admis. L'acceptation d'innovations plus substantielles, vis à vis desquelles la recherche a une responsabilité propre, passe par d'autres processus de communication et de sensibilisation, selon des échelles temporelles et sociales plus larges.

Les halieutes constatent que les pêcheries évoluent souvent plus vite que leurs travaux. Ils sont souvent appelés à résoudre des problèmes aigus, pour lesquels il n'existe pas toujours de solution scientifique. Ainsi, si l'on peut sans doute prévenir la surpêche en agissant sur ses causes, on ne peut effacer aisément ses effets pervers. De leur côté, les administrations se plaignent de la lenteur du processus scientifique et de ses réponses aux problèmes qui se posent immédiatement à elles.

Ainsi, n'est-il pas rare d'entendre dire que le développement peut se passer de la recherche. Des remarques en ce sens, faites par un administrateur des pêches de haut niveau d'un pays de l'Asie du Sud-Est (Roedel and Saila 1980) après le développement impressionnant de la flotte industrielle dans ce pays et juste avant qu'il ne conduise à l'un des cas les plus graves et les plus clairs de surexploitation jamais observés et à des conflits violents, sont révélateurs d'une certaine confusion sur les rôles des différents secteurs.

Le constat général d'échec des politiques de promotion des pêches dans les pays du Tiers Monde (chapitre 18, World Bank 1986) avait été précédé d'avertissements clairs et précoces de la part de la communauté scientifique (parmi d'autres, Smith 1979, Panayotou 1983). Ces exemples illustrent l'intérêt, pour une collaboration efficace de la profession, de l'administration et de la recherche à l'aménagement et au développement des pêches, de l'organisation des activités de recherche selon les trois niveaux suggérés plus haut.

3.4. Evolution de la profession d'halieute

En même temps que, pour être novateur, l'halieute doit obéir à la logique de la recherche scientifique, il est confronté dans ses travaux d'application aux contraintes sociales et politiques du développement et de l'aménagement. Les préoccupations

immédiates du secteur de production vont à l'encontre des investissements scientifiques à plus long terme qui conditionnent pourtant finalement l'innovation. Les résultats de ses travaux doivent être compréhensibles des non-scientifiques concernés. Son domaine d'étude (écologie, économie, politique) est complexe et affecté par une multitude de contraintes externes. Les écosystèmes marins, comme le secteur de production, ne sont pas réductibles à l'expérimentation. L'halieute doit donc se cantonner à la méthode comparative (chapitre 5) et à l'élaboration de modèles mathématiques, succédanés imparfaits d'une réalité complexe et changeante. Longtemps liée à la biologie marine, l'halieutique est actuellement victime de son succès. Sa capacité à évaluer la productivité des stocks et à déterminer les règles d'une exploitation "rationnelle" a créé une forte demande. Mais celle-ci porte essentiellement sur des prestations de service qui, au-delà d'un certain seuil, sont peu compatibles avec un développement scientifique et une contribution effective au progrès stratégique de l'exploitation des ressources halieutiques. Ses activités appliquées sont asservies au système d'aménagement : l'approfondissement de ses recherches, leur succès ou leur échec - c'est à dire le degré d'utilisation pratique de ses résultats - dépendent de facteurs extérieurs au cadre où il opère. Ses écrits restent souvent méconnus de la communauté scientifique, car ils relèvent de la littérature grise ou sont frappés du sceau de la confidentialité.

On oppose parfois halieute chercheur et halieute ingénieur, et Royce (1984) souligne l'évolution, en Amérique du nord, de l'halieute devenu spécialiste et prestataire de services. En réalité, un organisme de recherche finalisée doit marier les deux démarches. Son mandat couvre le continuum entre les deux extrêmes. La difficulté réside dans la réalisation du bon équilibre et dans la création des conditions internes nécessaires aux deux tâches. Il doit rester à la fois proche des réalités du secteur de production et des administrations concernées, de façon à assurer la pertinence de ses programmes et la diffusion de ses résultats. Il doit simultanément bénéficier de l'autonomie nécessaire à l'acquisition des connaissances et au développement des méthodes qui conditionnent ses capacités d'innovation futures, son appréciation du réalisable dans la définition de ses programmes de contribution au développement, et ses capacités de collaboration avec la recherche fondamentale. C'est une tâche difficile, recherche cognitive et études appliquées procédant selon des logiques et des pas de temps qui ne coïncident pas. L'équilibre entre les deux démarches change avec le temps. Ainsi, l'apparition d'une demande neuve pour d'autres applications passe par le progrès des connaissances, l'élaboration de nouvelles méthodes et la diffusion de nouveaux résultats. Actuellement, de nouvelles questions se posent pour lesquelles il n'existe pas de réponses ou, si elles existent (par exemple, l'évaluation économique des pêcheries), la demande est encore modeste.

L'équilibre idéal n'est pas toujours réalisable. Dans les petits organismes, l'halieute est nécessairement polyvalent et, donc, probablement moins novateur : il collecte les données, les analyse, élabore les avis, participe aux négociations sur les accords de pêche, etc. Il jouit de liens relativement directs avec les niveaux décisionnels, dont il fait parfois partie. C'est le cas dans les états insulaires où le mélange entre les

niveaux analytiques et décisionnels entraîne souvent une perte du caractère purement scientifique de son travail. A l'inverse, dans les établissements importants des pays développés, son travail sera plus spécialisé et probablement plus scientifique et novateur, mais il court alors le risque de voir se relâcher ses contacts avec les structures de décision et les réalités de la pêche (Larkin 1983).

4. Conclusion

La recherche halieutique doit relever le défi posé par la mutation des pêches mondiales confrontées à la raréfaction de la ressource, avec pour conséquences vraisemblables une stagnation de la production totale, un besoin de rationalisation de l'exploitation, une aggravation de la surpêche dans certaines zones littorales, en particulier dans les pays en développement, une réduction de l'importance des flottes de grande pêche, une réforme des droits d'usage de la ressource, la généralisation des plans de développement et d'aménagement, le développement intégré de la zone côtière, et de l'aquaculture, ... De son ouverture à l'économie et à la sociologie dépend sa capacité à contribuer à l'élaboration de mécanismes économiques, institutionnels et légaux, dont dépendront finalement l'efficacité et la viabilité du secteur.

Sur le plan de la biologie, l'attention relativement moindre accordée jusqu'ici aux zones côtières, alors que ce sont les plus riches et souvent les plus importantes pour la reproduction des ressources halieutiques (nourriceries), mérite d'être soulignée ; elles sont aussi l'objet d'usages multiples, en partie antagonistes. Leur étude implique une recherche plus diversifiée intégrant mieux les contributions potentielles des différentes disciplines (géomorphologie et hydrologie, biologie marine, écologie, dynamique des populations, économie, sociologie, cartographie) au processus d'aménagement. Les applications se feraient dans le cadre de projets pilotes sur des espaces convenablement choisis.

L'évaluation des stocks devra ouvrir aussi les échelles de temps et d'espace de ses analyses. On peut difficilement se contenter d'étudier l'état des stocks à l'échelle régionale ou sous-régionale (golfe du Lion, par exemple). Il est nécessaire de réduire le pas des analyses pour appréhender les sites et les phénomènes saisonniers. Pour transformer en collaboration ce que les pêcheurs perçoivent souvent à l'heure actuelle comme un conflit (Kailis 1985), il est souhaitable d'aborder les problèmes de recherche opérationnelle auxquels ils sont confrontés. Une des tâches les plus urgentes porte sur la typologie des ressources et des métiers, afin de définir des unités d'exploitation et d'aménagement plus fines, à la gestion desquelles la profession serait appelée à participer (chapitres 15 et 17). On peut penser que l'amélioration de la collaboration

avec les pêcheurs devrait conduire à une amélioration des données collectées et, par conséquence, à des progrès dans les études plus prospectives.

L'exploitation sera plurispécifique et polyvalente (pluriengins). Il faudra évaluer la flexibilité des flottilles, l'élasticité des facteurs économiques, la vulnérabilité du système côtier aux impacts extérieurs, et distinguer les effets de l'exploitation, du climat, des pollutions, comme des opérations éventuelles de peuplement, séparation qui reste aujourd'hui aussi complexe qu'il y a 40 ans (Slobokin 1980, Larkin 1982).

Les mécanismes de la production naturelle des populations sauvages en relation avec les fluctuations de l'environnement devront être percés, car là réside la possibilité de distinguer les effets des différentes sources de fluctuation des ressources halieutiques. En même temps, les synergies et les interférences des divers usages de la bande littorale devront être analysés, en même temps que devront être améliorés les mécanismes économiques et les dispositions institutionnelles et légales permettant un ajustement plus souple et décentralisé des usages. Par delà l'étude des mécanismes généraux, les recherches sur les interactions entre espèces, entre métiers, entre usages deviendront spécifiques de sites particuliers, car c'est à ce niveau de résolution que les lois perdent de leur caractère général.

La partie appliquée de la recherche halieutique se rapprochera de l'aquaculture pour leur enrichissement mutuel (chapitres 7, 9 et 10) et une meilleure valorisation des ressources de la bande côtière. Cette collaboration englobera la conservation de l'environnement (chapitre 12). Aménagements des pêches, des cultures marines et du milieu devront être intégrés sur la base de nouveaux modèles et de nouvelles méthodes constituant ce que Regier (1982) appelle le "génie écologique" et l'"écologie thérapeutique".

L'évolution se fera selon deux directions privilégiées complémentaires :

- un approfondissement vertical des recherches sur des questions fondamentales, comme le déterminisme du recrutement, en vue d'acquérir les connaissances et de développer de nouvelles méthodes de maîtrise accrue de la ressource ;
- l'intégration horizontale des applications dans des cadres géographiques et sur des projets délimités.

La démarche traditionnelle a eu tendance à séparer les applications des disciplines scientifiques (dynamique des populations, biologie des organismes, océanographie physique) de l'étude des systèmes de production et des problèmes de la conservation de l'environnement. Une telle ségrégation n'est plus souhaitable car,

lorsque leur utilisation devient intensive, la gestion des systèmes naturels de production requiert la contribution coordonnée de toutes ces disciplines. Cette intensification ne peut qu'entraîner une demande accrue de la part des professions et des administrations pour la recherche finalisée, à court terme et le diagnostic. En même temps, une autonomie suffisante devra être laissée aux organismes de recherche finalisée si l'on ne veut pas voir apparaître une fracture dangereuse entre une recherche fondamentale qui ne débouche pas sur des méthodes susceptibles d'applications immédiates et une recherche appliquée qui doit se cantonner à des appuis banaux.

Le risque est déjà présent. La tendance au surinvestissement dans la bande côtière est forte. En l'absence de dispositions adéquates régissant l'accès aux ressources, l'investissement constitue *de facto*, un mécanisme d'appropriation des ressources du littoral qui peut jouer au détriment des usagers traditionnels. Ainsi, la multiplication des projets de récifs artificiels obéit à une dynamique en partie politique. La recherche est requise pour réaliser des évaluations de leur impact bioéconomique, alors qu'elle n'a pu acquérir les connaissances indispensables pour évaluer leur validité en termes d'effets sur la productivité et la disponibilité des ressources halieutiques.

Un changement des mentalités est également opportun. L'halieute est rarement un rêveur préoccupé uniquement par ses chères études et par la protection à outrance du poisson. Le pêcheur n'est pas, non plus, intrinsèquement un opportuniste, voire un braconnier, peu soucieux de conserver la ressource qui le fait vivre (chapitres 1 et 17). Ces présupposés reflètent une appréciation imparfaite des contraintes sous lesquelles l'autre opère. On ne peut prétendre que "lorsque le pêcheur aura appris à dépenser ses gains pour autre chose que l'achat d'un bateau supplémentaire, il acceptera les nouvelles réglementations" (Cushing 1983). Ces observations reflètent une tendance, malheureusement fréquente dans les sphères responsables de la promotion du développement comme de l'aménagement, à considérer que le décalage observé entre une stratégie ou un schéma d'action et la réalité, découle d'une attitude inadéquate des groupes auxquels le modèle est destiné et non de l'irréalisme de la stratégie ou du modèle¹.

Une série de questions fondamentales sont d'ores et déjà posées : comment survivra l'exploitation des ressources sauvages ? Pourra-t-on éviter une simplification des écosystèmes côtiers, par la réduction de l'information spécifique et génétique qu'ils contiennent, au profit d'une productivité et d'une efficacité économique à première vue plus élevées ou plus sélectives comme en agriculture avec les conséquences négatives que l'on sait ? Fera-t-on l'effort de comprendre les mécanismes de production et leurs limites par une démarche analytique pour les contourner écologiquement et se les "ménager", ou sera-t-on tenté de briser ces contraintes par la technique, quitte à s'apercevoir trop tard des conséquences graves, et peut-être irréversibles, de ces

¹ "Une logique déduction peut être trompeuse, si les prémisses sont incomplètes" F. Nietzsche).

actions ? L'histoire de l'exploitation des écosystèmes naturels (chapitre 19) et de ses déboires montre qu'une démarche "sage" est généralement préférable, car les possibilités d'action par l'homme sur ceux-ci sont marginales et toujours frappées d'un fort quotient d'incertitude (chapitre 3). La même observation s'applique aux actions menées au profit des communautés humaines qui en vivent.

REFERENCES

- ACMRR, 1983 - 'Report of the Working Party on the Principles for Fisheries Management in the New Ocean Regime'. Nantes, 14-18 March, *FAO Fish. Tech. Rep.*, 299.
- Alverson, D.L., and G.J. Paulik, 1973 - 'Objectives and problems in managing aquatic living resources'. *J. Fish. Res. Board Can.*, **30**, 12: 1936-1947.
- Baranov, F.I., 1918 - 'On the question of the biological basis of fisheries. *N. I. Ikhtologicheskii Int*, **1**, 1: 81-128.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957 - 'On the dynamics of exploited fish populations'. *MAAF, Fishery Investigations Ser. II*, 19: 525p.
- Brewer, G., 1979 - 'Managing fisheries': some design considerations'. *FAO Fish. Circ*, 718: 85-104.
- Cram, D., 1981 - 'Hidden elements in the development and implementation of marine resources conservation policy. The case of the Southwest African/Namibian fisheries'. In M.H. Glantz and J. Dana Thompson (eds.) - 'Resource management and environmental uncertainty : lesson from coastal upwelling fisheries' - 'Advances in environmental science and technology'. Wiley Interscience Publ., Vol.II: 137-158.
- Csirke, J., 1980 - 'Recruitment in the Peruvian anchovy and its dependence on the adult population'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 307-313.
- , --, - 'Small shoaling pelagic fish stocks'. In J. Gulland (ed.) - 'Fish population dynamics'. J. Wiley and sons (sous presse).
- , --, and G.D. Sharp (eds.), 1983 - 'Report of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources'. San José, Costa Rica, 18-29 April 1983. *FAO Fish. Tech. Rep*, **291**, Vol.I: 102p.
- Cushing, D.H., 1969 - 'The fluctuation of year-classes and the regulation of fisheries'. *Fisk. Dir. Skr. Havunders*, 15: 368-379.
- , --., 1971-1972 - 'A history of some of the International Fisheries Commissions'. *Proc. Roy. Soc. Edinb*, **B**, 73: 361-390.
- , --., 1972 - 'The production cycle and the numbers of marine fish'. *Symp. Zool. Soc. London*, 29: 213-232.
- , --., 1975 - 'Fisheries resources of the sea and their management'. Oxford Univ. Press : 87p.

- , ---, 1981 - 'Fisheries biology : a study in population dynamics'. 2nd Edition. Madison, Univ. Wisconsin : 295p.
- , ---, 1982 - 'Climate and fisheries'. London, Academic Press : 373p.
- , ---, 1983 - 'The outlook of fisheries research in the next ten years'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Global Fisheries : Perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New-York : 263-278.
- Daan, N., 1980 - 'A review of replacement of depleted stocks by other species and the mechanisms underlying such replacements'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 177: 404-421.
- FAO, 1987 - 'Report of the Symposium on the exploitation and management of marine fishery resources in Southeast Asia'. Darwin, Australia, 16-19 February 1987. Indo-Pacific Fishery Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific (RAPA).
- Fréon, P., 1986 - 'Réponses et adaptation des stocks de clupéidés d'Afrique de l'ouest à la variabilité du milieu et de l'exploitation. Analyse et réflexion à partir de l'exemple du Sénégal'. Thèse de Doctorat ès sciences, Univ. Aix-Marseille : 225p.
- Garcia, S., 1983 - 'The stock-recruitment relationship in penaeid shrimps : reality or artefacts and misinterpretations ?'. *Océanogr. trop.*, 18, 1: 25-48.
- , ---, 1985 - 'Reproduction, stock assessment models and population parameters in exploited penaeid shrimp populations'. In P.C. Rothlisberg, B.J. Hill and D.J. Staples (eds.) - 'Second Australian Prawn Seminar'. NPS2, Cleveland, Australia : 139-158.
- , ---, 1986 - 'Seasonal trawling bans can be very successful in heavily overfished areas : the 'Cyprus Effect''. *ICLARM Fishbyte*, 4, 1: 7-12.
- , ---, 'The management of coastal penaeid shrimp fisheries'. In 'Management of invertebrate resources'. Wiley and sons, New York, in press.
- Garcia, S. et L. Le Reste, 1981 - 'Cycles vitaux, dynamique, exploitation et aménagement des stocks de crevettes pénaeides côtières'. *FAO Doc. Tech. Pêches*, 203: 210p.
- , ---, J.A.Gulland and E. Miles, 1986 - 'The new law of the sea and the access to surplus fish resources : bioeconomic reality and scientific collaboration'. *Marine Policy* (July) : 192-200.
- Gordon, H.S., 1954 - 'The economic theory of a common property resource'. *J. Polit. Econ.*, 62: 124-142.
- Graham, M., 1935 - 'Modern theory of exploiting a fishery and its application to the North Sea trawling'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 10: 264-274.
- , ---, 1956 - 'Sea fisheries : their investigations in the United Kingdom'. Ed. Arnolds (Publ.) Ltd., London : 487p.
- Gulland, J.A., 1969 - 'Manuel des méthodes d'évaluation des stocks d'animaux aquatiques. I. Analyse des populations'. *Manuels FAO de Science halieutique*, 4: 160p.
- , ---, (ed.), 1971a - 'The fish resources of the ocean'. Fishing News Books Ltd., West Byfleet, U.K. : 255p.
- , ---, 1971b - 'Science and fisheries management'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 33, 3: 471-477.

- , ---, 1980 - 'Some problems of the management of shared stocks'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 206: 22p.
- , ---, 1982 - 'Long-term potential effects from management of the fish resources of the North Atlantic'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **40**, 1: 8-16.
- , ---, 1983a - 'Managing of fisheries in an imperfect world'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Global fisheries Perspectives for the 1980's.', Springer Verlag, New York : 179-194.
- , ---, 1983b - 'Stock assessment : why ?' *FAO Fish. Circ.*, 759: 18p.
- , ---, 1983c - 'Fish stock assessment : A manual of basic methods'. *FAO/Wiley Series on Food and Agriculture*, J. Wiley and Sons, Vol.I: 223p.
- , ---, 1984 - 'Control of the amount of fishing by catch limits'. *FAO Fish. Tech. Rep.*, 289, Suppl.2: 119-127.
- , --- and L.K. Boerema, 1973 - 'Scientific advice on catch levels'. *Fish. Bull. (US)*, **71**, 2.
- , --- and S. Garcia., 1984 - 'Observed patterns in multispecies fisheries'. In R.M. May (ed.) - 'Exploitation of Marine Communities.' Dahlem Konferenzen. Springer-Verlag : 155-190.
- Halliday, R.G., 1987 - 'Haddock spawning area closures in the Northwest Atlantic, 1970-1987'. *NAFO SCR Doc.*, 87/13, 1291: 22p.
- Heinke, F., 1913 - 'Investigations on the plaice. General Report 1. The plaice fishery and protective regulations'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 17 A: 153p.
- Hannesson, R., 1981 - 'Fisheries management problems and research on fisheries economics in Norway and Iceland'. In L.G. Anderson (ed.) - 'Economic analysis of fisheries management plans'. Ann Harbor Science : 169-179.
- Hempel, G. (ed.), 1978 - 'Symposium on North Sea fish stocks : recent changes and their causes'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 172: 449p.
- Hjort, J., 1914 - 'Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe viewed in the light of biological research'. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 20: 1-228.
- Johannes, R.E., 1981 - 'Words of the lagoon : fishing and marine lore in the Palau district of Micronesia'. Univ. California Press, CA, USA : 223p.
- Kassibo, B., 1987 - 'La dynamique de la pêche dans le delta intérieur du fleuve Niger (Mali) de la période précoloniale à nos jours.' Institut de recherches sur les langues et les cultures d'Asie et d'Afrique (ILCAA), Tokyo, Japon : 18p (mimeo).
- Kailis, M.G., 1985 - 'Collaboration - an alternative to anihilation by regulation'. In P.C., Rothlisberg, B.J. Hill and D.J. Staples - 'Second Australian National Prawn Seminar', NPS2, Cleveland, Queensland, Australia : 285-288.
- Koslow, J.A., 1984 - 'Recruitment patterns in Northwest Atlantic fish stocks'. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**, 12: 1722-1729.
- Larkin, P.A., 1982 - 'Directions for future research in tropical multispecies fisheries'. *ICLARM Conf. Proc.*, 9: 309-328.
- , ---, 1983 - 'How much is enough ? An essay on the structure of fisheries management agencies'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Global fisheries Perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New York : 229-245.

- Mackenzie, W.C., 1983 - 'An introduction to the economics of fishery management'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 226: 31p.
- Maiolo, J.R. and M.K. Orbach (eds.), 1982 - 'Modernization and marine fisheries policy'. *Ann Harbor Science* : 330p.
- Mc Goodwin, J.R., 1984 - 'Some examples of self-regulating mechanisms in unmanaged fisheries'. *FAO Fish. Tech. Rep.*, 289, Suppl. 2: 41-61.
- Meuriot, E., 1986 - 'La flotte de pêche française de 1945 à 1983. Politiques et réalités'. IFREMER, *Ressources de la mer* : 182 p.
- Panayotou, T., 1983 - 'Concepts d'aménagement applicables à la petite pêche : considérations économiques et sociales'. *FAO. Doc. Tech. Pêches*, 228: 61p.
- Pauly, D., 1987 - 'On microcomputers vs. thinking and their respective roles in fisheries research in developing countries'. *NAGA, ICLARM Quarterly*, (April) : 3-6.
- , -. and C.T. Eng, 1988 - 'The overfishing of marine resources : socio-economic background in Southeast Asia'. *AMBIO*, 17, 3: 200-206.
- , -. and I. Tsykayama, 1987 - 'The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem. Three decades of change'. *ICLARM Stud. and Rev.*, 15: 351p.
- Petersen, C.G., 1922 - 'On the stock of plaice and plaice fisheries in different waters'. *Rep. Dan. Biol. Sta.*, 29: 1-43.
- Qisheng, T., 1985 - 'Modification of Ricker stock-recruitment model to account for environmentally induced variations in recruitment with particular reference to the blue crab fishery in Chesapeake Bay'. *Fish. Res.*, 3: 13-21.
- Regier, H.A., 1982 - 'Training course on the management of small-scale fisheries in the inland waters of Africa : Conceptual framework and approaches for the acquisition of key resource information'. *FAO Fish. Circ.*, 752: 25 p.
- Ricker, W.E., 1958 - 'Handbook of computations for biological statistics of fish populations'. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 199: 300 p.
- , ---., 1977 - 'The historical development'. In J.A. Gulland (ed.) - 'Fish populations dynamics'. A Wiley-interscience Publication : 372.
- Rigler, F.H., 1982 - 'The relation between fishery management and limnology'. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 111, 2: 121-132.
- Roedel, P.M. and S. Saila, 1980 - 'Stock assessment for tropical small-scale fisheries'. ICMRD, Univ. Rhode Island : 198 p.
- Rounsefell, G.A. and W.H. Everhart, 1953 - 'Fishery science : its methods and applications'. Willey and sons Inc., N.Y., Chapman and Hall, Ltd., London : 444 p.
- Russell, E.S., 1931 - 'Some theoretical considerations on the overfishing problem'. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 6: 3-20.
- Schaefer, M.B., 1954 - 'Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries'. *LATTC Bull.*, 1, 2: 27-56.
- Scott, A.D., 1955 - 'The fishery : the objectives of sole ownership'. *J. Polit. Econ.*, 63: 116-124.
- Sharp, G.D., J. Csirke and S. Garcia, 1983 - 'Modelling fisheries : what was the question ?' *FAO Fish. Rep.*, 291, 3: 1177-1224.
- Sissenwine, M.P., 1984 - 'Why do fish populations vary ?'. In R.M. May (ed.) - 'Exploitation of marine communities'. Dahlem Konferenzen, Berlin. Springer-Verlag : 59-94.

- Slobodkin, L.B., 1980 - 'Growth and regulation of animal populations'. New York, Dover Publications, Inc. : 234 p.
- Smith, I.R., 1979 - 'A research framework for traditional fisheries'. *ICLARM Stud. Rev.*, 2: 40 p.
- Somers, I., 1985 - 'Maximizing value per recruit in the fishery for banana prawn, (*Penaeus merguensis*) in the Gulf of Carpentaria'. In P.C. Rothlisberg, B.J. Hill and D.J. Staples (eds.) - 'Second Australian Prawn Seminar', NPS2, Cleveland, Queensland, Australia : 185-191.
- Soutaar, A. and J.D. Isaacs, 1974 - 'Abundance of pelagic fish during the nineteenth and twentieth centuries as recorded in anaerobic sediments off California'. *Fish. Bull. (U.S.)*, 72: 257-273.
- Stevenson, J.C., 1974 - 'FAO Technical Conférence on Fishery Development and Management' *J. Fish. Res. Board Can.*, 30, 12, Part 2: 2537p.
- Templeman, W. and J.A. Gulland, 1965 - 'Review of possible conservation actions for the ICNAF area'. *ICNAF, Ann. Proc.*, 15: 47-56.
- Tiphaigne de la Roche, G.F., 1760 - 'Essai sur l'histoire économique sur les mers occidentales de la France'. C.J.B. Bauché, Paris.
- Troadee, J.P., 1976 - 'Répartition de l'industrie des pêches'. In P. Bougis *et al.* - 'Océanographie biologique appliquée : L'exploitation de la vie marine'. Masson, Paris : 160-166.
- , ---, 1982 - 'Introduction à l'aménagement des pêcheries : intérêt, difficultés et principales méthodes'. *FAO Doc. Tech. Pêches*, 224: 65 p.
- , ---, 1983 - 'Practices and Prospects for Fisheries Development and Management : the case of Northwest African Fisheries. In B.J. Rothchild (ed.) - 'Global fisheries : Perspectives for the 1980's'. Springer-Verlag, New York : 97-122.
- , ---, 1988b - 'Why study fish population recruitment ?'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a Theory on Biological Physical Interactions in the World Ocean', NATO Advanced Sciences Institutes Series, 239. Kluwer Academic Publishers 477-500.
- Warming, J., 1911 - 'Our grundrente of fiskegrunde'. *Natl. Okon. tidskr.* 49: 499-505.
- World Bank, 1986 - 'Harvesting the waters - a review of Bank experience with fisheries development'. The World Bank, Washington, D.C.



Photo 32. — Contrôle du maillage à bord d'un chalutier de pêche artisanale.
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

CONCLUSION

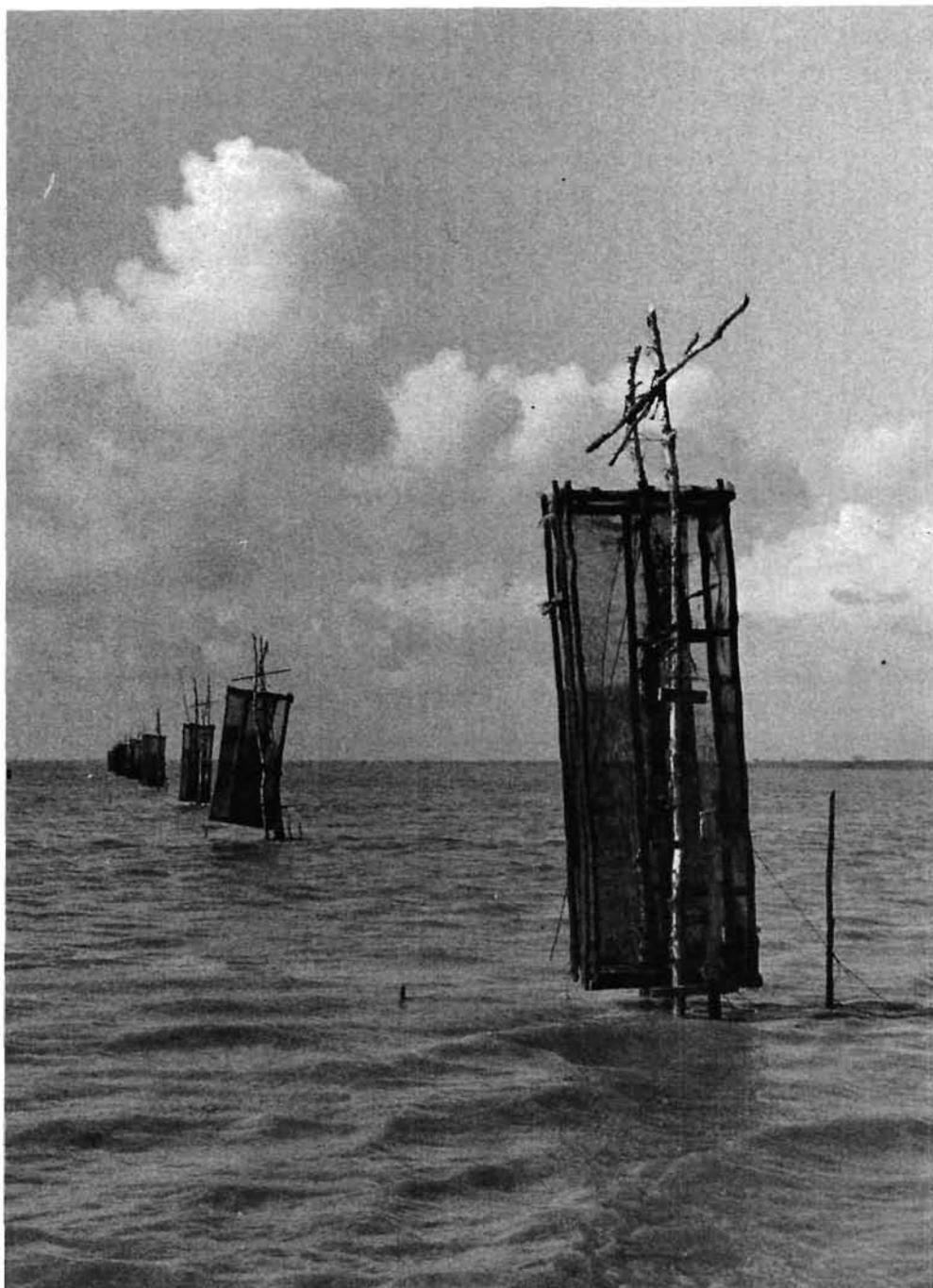


Photo 33. — Nasses fixes relevées dans le lac de Songkhla (Thaïlande).
(Cliché O. Barbaroux - IFREMER).

22 - ELEMENTS POUR UNE AUTRE STRATEGIE

Jean-Paul Troadec

"Il semblerait que, pour un nombre élevé d'années, les stocks de poissons disposent d'un vaste surplus de moyens de subsistance".

J. Hjort, 1934. Huxley Lecture at the University of London.

"Les choses rares, une fois appropriées, acquièrent une valeur d'échange".

L. Walras, 1874. Eléments d'économie politique pure.

"Les innovations technologiques coûtent cher, mais elles sont susceptibles de profiter aux individus qui sont prêts à en prendre les risques. Par contre, les changements institutionnels sont non seulement coûteux, mais les bénéfiques qui en découlent, souvent répartis au sein de groupes larges, n'échoient pas à ceux qui les promeuvent... C'est pourtant dans le progrès des institutions que l'énergie du secteur public devrait maintenant s'investir".

W. Cruz, 1982. Institutional and technological aspects to municipal fisheries.

1. Introduction

Les pêches maritimes sont arrivées à un carrefour de leur histoire. Le tassement de leur croissance, la montée des prix des espèces nobles et la prolifération des sociétés conjointes et des accords de pêche se sont manifestés *avant* que ne s'étendent les juridictions nationales. La crise actuelle n'est donc pas imputable au nouveau Droit de la mer. Ce dernier doit s'interpréter comme un effet de la pleine exploitation du potentiel halieutique mondial : les ressources devenues rares, les pays riverains ont cherché à s'en réserver la jouissance en s'en appropriant l'usage.

La pleine exploitation des stocks sauvages ne modifie pas seulement les perspectives de la pêche, elle bouleverse également les termes d'optimisation du secteur. Quelles que soient les opinions que la profession, l'administration ou la recherche peuvent se faire de l'avenir du secteur, celui-ci ne pourra en aucun cas être réalisé en s'en tenant aux seules doctrines et pratiques courantes. Deux conclusions majeures émergent en effet des chapitres qui composent cet ouvrage. Aujourd'hui, le progrès des pêches et des cultures marines dépend avant tout :

- d'une réforme des institutions régissant l'accès aux ressources ;
- d'un élargissement des connaissances et des méthodes d'évaluation à la dynamique des phases prérecrutées des espèces exploitées.

Ce constat ne réduit pas l'intérêt des méthodes classiques d'évaluation de la phase exploitée, ni d'analyse de l'état économique et social des pêcheries. Mais si celles-ci permettent bien de mesurer l'état de surexploitation des ressources, la dissipation de rentes économiques ou le niveau de pauvreté de certaines collectivités de pêcheurs artisans, le régime de liberté d'accès interdit de tirer profit de ces bilans. La question qui se pose aujourd'hui n'est pas : *"quels objectifs retenir pour optimiser l'état des pêcheries ?"*, mais bien : *"comment atteindre les équilibres que l'on pourra se fixer ?"* La condition première d'un aménagement effectif des pêches et des cultures marines n'est, ni d'ordre analytique, ni de nature technique. Elle est, par essence, institutionnelle : les institutions actuelles ne permettent en effet plus de prendre en routine les décisions d'allocation des ressources devenues indispensables par suite de la pleine exploitation de ces dernières. Les ressources étant finies, les pêcheries sont destinées à porter sur davantage d'espèces, les stocks à être plus variables et les sources de variation plus diverses, tant que l'accès ne pourra pas être effectivement régulé. La tendance à la sédentarisation de la pêche accentue encore l'importance prise par la variabilité dans l'exploitation et la conservation des ressources halieutiques.

Par ailleurs, observations empiriques et analyses théoriques s'accordent pour indiquer que les écosystèmes marins pourraient vraisemblablement supporter trophiquement une production significativement accrue. C'est là une hypothèse d'une portée économique considérable. Encore faut-il s'assurer objectivement de son fondement et établir les lois qui conditionnent sa réalisation. Ceci ne pourra être sans la conduite d'investigations spécialement conçues pour répondre à ces questions. La réalisation éventuelle de ces perspectives ne dépend pas seulement du progrès dans l'écologie et la biologie des espèces. Une législation qui prévoit la réservation de droits de recapture est également indispensable aux investissements. La première condition ramène au besoin d'un élargissement des connaissances aux stratégies de reproduction des populations exploitées. La seconde, à la réforme des institutions régissant l'octroi de droits d'usage.

Ainsi, indépendamment des modes de production dont les écosystèmes halieutiques sont l'objet, les mêmes priorités de recherche apparaissent. Ce chapitre se propose d'analyser les contributions que l'écologie et l'économie sont susceptibles d'apporter, dans cette nouvelle perspective, à la mise en valeur et à la conservation des écosystèmes halieutiques.

2. Valorisation et conservation des écosystèmes halieutiques

2.1. Variabilité des populations : diversité des processus et des finalités, unité des questions

Depuis que la phase d'expansion physique et géographique de la pêche a pris fin, l'abondance des stocks dépend davantage de l'environnement, y compris de ses altérations d'origine anthropique. L'amplitude des variations et la spécificité des causes font que, chez certaines espèces, on ne peut plus considérer les effets du milieu comme un bruit aléatoire affectant un recrutement moyen que l'on pourrait optimiser par la seule manipulation de la biomasse parentale. La régulation de l'effectif des cohortes s'effectuant avant la phase exploitée, c'est sur les phases précoces -et, pour certains groupes, sur la gamétogénèse- que les effets de l'environnement sur les mécanismes de régulation des populations doivent être étudiés.

En même temps, les causes de variation se sont multipliées avec la diversification des usages des écosystèmes halieutiques : diagrammes d'exploitation propres aux différentes pêcheries, pollutions d'origines diverses et, dans certains cas, forçage du recrutement, interférant avec les fluctuations d'origine climatique. Les concepts de processus (chapitre 19) et de stationnarité (chapitre 4) mettent l'accent sur la nécessité de mesurer séparément les effets de ces différents facteurs. Parce qu'elles se limitent à l'analyse du seul effet de la pêche sur l'abondance des cohortes recrutées successives, les méthodes classiques d'évaluation des ressources sont devenues insuffisantes : l'application de l'effondrement de certains stocks, comme les avis donnés pour leur reconstitution, restent, parce qu'ils sont partiels, scientifiquement et opérationnellement déficients. Les effets possibles, négatifs ou positifs, de modifications de l'environnement sur le recrutement restent ignorés. Dans la mesure où elles portent sur la seule phase exploitée, l'abord des problèmes d'évaluation des ressources plurispécifiques par les méthodes classiques reste inopérante, puisque les processus de régulation des populations sont concentrés avant le recrutement (chapitres 3, 4, 5, 6 et 9).

L'opposition classique entre milieu, ensemble de variables d'état, et biomasse parentale, manipulable par le seul régime d'exploitation, est devenue obsolète ne serait-ce que dans la mesure où l'hypothèse initiale selon laquelle les variables classiques de choix, effort de pêche et âge de capture, pourraient effectivement être optimisées, reste à démontrer dans les pêcheries artisanales autant qu'industrielles, tant que prévaut le régime de liberté d'accès.

Le progrès de la recherche halieutique dépend d'une révision de sa problématique d'investigation. Les recherches à finalités halieutique, aquacole et environnementale sont toutes susceptibles de contribuer à la solution de ces problèmes, mais chacune seulement en partie. Un décloisonnement des disciplines et des champs d'application et leur remobilisation sur des questions reposées sont devenues indispensables. La formulation des questions pertinentes et des hypothèses de recherche a pris le pas sur le raffinement des méthodes classiques.

2.2. Régulation des populations aquatiques

2.2.1. Théorie des "membres/vagabonds"

On admet maintenant que "les facteurs physiques et chimiques de l'environnement dressent la scène sur laquelle viennent jouer les facteurs biologiques ; mais on a longtemps débattu pour déterminer lequel de ces deux ensembles de facteurs déterminait l'abondance " (Larkin, sous presse). De fait, le chapitre 5 a montré comment certains processus hydrodynamiques pouvaient être déterminants pour le succès du recrutement. Par contre, le chapitre 4 conclut que les relations trophiques devaient, par la répétition des mécanismes compensatoires agissant au cours des phases successives de l'ontogénèse, contribuer à la stabilité des populations. La responsabilité majeure de la variabilité du recrutement paraît devoir être attribuée aux fluctuations de l'environnement physique des populations. Ces conclusions concordent avec celles de la théorie des "membres/vagabonds" de Sinclair (1988). Dans un ouvrage qui marque l'écologie marine et halieutique par l'étendue des connaissances et des observations qu'il intègre dans un ensemble explicatif cohérent, d'une portée théorique et pratique considérable, cet auteur remet en question plusieurs hypothèses classiques relatives à l'organisation de la vie marine et à la sélection des espèces, ainsi que des concepts fondamentaux sous-tendant des applications opérationnelles d'importance majeure.

La théorie des "membres/vagabonds" (chapitres 4 et 6) souligne le rôle clé des populations dans l'organisation, la production, la variabilité et la pérennité de la vie dans l'océan. La reproduction sexuée impose qu'un nombre suffisant de "membres" de

chaque population se retrouvent année après année, en un lieu et à une date stables, spécifiques de chacune d'elles. Chez les espèces à cycle ontogénique complexe, la conservation d'un effectif indispensable à la pérennité de la population se pose en des termes différents à chacun des stades successifs du cycle de vie. Elle est particulièrement critique au cours des phases pélagiques précoces au cours desquelles les organismes sont exposés à une forte dispersion par advection et turbulence, alors que leurs capacités de déplacement horizontal sont négligeables. Ce serait par le couplage de comportements particuliers (notamment les migrations verticales cycliques), adaptés aux structures hydrodynamiques qu'elles ont colonisées, que les populations réussiraient à boucler leur cycle de reproduction. Les comportements sélectionnés doivent résoudre ce problème à travers les fluctuations interannuelles du régime hydrologique.

Les solutions adoptées par chaque espèce et, au sein de celles-ci, par chaque population expliqueraient le nombre de populations que compte chaque espèce, la répartition géographique des phases concentrées et vulnérables à la dispersion (frayères et zones de rétention des oeufs et des larves) spécifiques des différentes populations, leur abondance moyenne (fonction des dimensions des structures hydrodynamiques porteuses), tandis que la variabilité du recrutement reflèterait les pulsations interannuelles des structures hydrodynamiques habitées. Ainsi, l'identification simultanée des comportements et des structures hydrodynamiques discrètes colonisées par chaque population constituerait un préalable à l'étude des causes de variabilité des populations. Chez les espèces à cycle ontogénique complexe, plus exposées à la dispersion, la pérennité des populations serait un impératif plus contraignant que la maximisation de la biomasse. L'effectif absolu primerait sur la densité pondérale. La fécondité serait une réponse à la nécessité de persistance face aux pertes par dispersion, plus qu'un moyen de colonisation par la maximisation de cette fonction.

Jusqu'à présent, la validation de cette théorie repose essentiellement sur la cohérence du schéma explicatif, dans lequel s'emboîtent une grande variété d'observations et de concepts. Elle fournit un schéma puissant pour la conception des investigations sur le recrutement : ces dernières devraient partir des populations pour identifier, puis quantifier, les contraintes que les stratégies démographiques ont à surmonter au cours des phases successives de l'ontogénèse. Face à un ensemble donné de forces contraires, chaque espèce sélectionne ses propres réponses et chaque population ses propres variantes. Ainsi, l'internalisation, par la viviparité par exemple, des phases pélagiques vulnérables serait une réponse aux contraintes de la dispersion et de la reproduction sexuée. Toutefois les couplages population/environnement ne sont pas forcément circonscrits aux phases pélagiques précoces. La coquille Saint-Jacques (chapitre 9) donne un exemple de liaison portant en partie sur la gamétogénèse.

Cette théorie remet en question certains présupposés théoriques fondamentaux et a des implications pratiques considérables :

- la sélection de cycles ontogéniques et de comportements adaptés aux structures et aux régimes hydrodynamiques disponibles serait prépondérante dans le processus de spéciation ; la compétition trophique ne jouerait qu'au niveau de l'adaptation énergétique ;

- les contraintes trophiques (énergétiques), notamment les phénomènes de densité-dépendance, ne sont pas nécessaires pour expliquer l'abondance moyenne des populations sauvages, pas plus que leurs fluctuations interannuelles : "la compétition intraspécifique pour des ressources limitées au cours de la plupart des phases du cycle de vie ne peut pas être importante pour la régulation des populations aquatiques" ; (Sinclair 1988) ;

- la pérennité des populations en dépendant, le comportement de retour ("homing") sur des frayères stables dans l'espace et le temps doit avoir un caractère général ;

- pour évaluer le succès du recrutement, l'étude et la mesure des mécanismes trophiques (prédation, alimentation) présenterait un intérêt secondaire par rapport à l'identification des populations discrètes, à la détermination des comportements propres à chaque phase critique de l'ontogénèse, à la distinction et à la mesure des structures et des processus hydrodynamiques par l'intermédiaire desquels chaque population boucle son cycle de vie ;

- si cette théorie se trouvait confirmée, la modélisation, puis le suivi des séquences environnement/recrutement/population pourraient s'en trouver simplifiés ; une fois déterminés les processus dépendant de l'environnement, la mesure de leur extension spatiale et temporelle par celle d'indicateurs physiques pourrait suffire pour suivre et analyser le recrutement.

2.2.2. Gestion des stocks halieutiques

Les méthodes dérivées de la "théorie de la pêche" (chapitre 2) répondent bien aux besoins de suivi des cohortes venant année après année reconstituer un stock halieutique. Elles sont tout à fait satisfaisantes pour déterminer les termes de l'optimisation pondérale de l'exploitation des stocks stables. Leur extension à l'analyse des interactions techniques est un développement très utile pour l'aménagement des pêcheries composites (chapitre 17). Pour ces applications, il n'est pas besoin d'innover, seulement d'améliorer.

De fait, le travail récurrent de suivi des stocks pourrait être considérablement simplifié et banalisé. Les évaluations à finalité stratégique n'ont pas lieu d'être répétées

chaque année. Le suivi opérationnel peut être réduit, à condition que les protagonistes s'entendent pour appliquer des méthodes normalisées et un taux d'exploitation révisable seulement sur une base pluriannuelle. La collecte des données et une partie des analyses -y compris économiques- pourraient être transférées à des structures d'aménagement autonomes, à l'activité desquelles les professionnels seraient directement associés. Des capacités scientifiques seraient ainsi dégagées pour des recherches réellement novatrices et non le simple maintien du *statu quo*. Cependant, aussi souhaitable soit-elle, une telle évolution n'est pas envisageable tant que les institutions interdisent d'aborder l'optimisation économique et sociale de pêcheries discrètes.

L'évaluation de la prédation des juvéniles des espèces exploitées (chapitre 3) conduit à réviser les vecteurs de mortalité naturelle classiquement utilisés dans les évaluations de stocks. Elle montre aussi que c'est à ce niveau que doit s'exercer l'essentiel des relations plurispécifiques. L'effet de ces dernières peut être modifié par les changements dans le régime d'exploitation des différentes espèces. Les connaissances ainsi acquises réduisent quelque peu l'intérêt de la régulation du maillage, déduction qui converge avec d'autres considérations de nature économique (chapitre 14).

Par contre, les relations trophiques agissant sur les phases plus précoces serviraient essentiellement, d'une part, à la stabilité des populations et, d'autre part, de relai aux fluctuations majeures des écosystèmes (chapitres 4, 5, 6 et 9). En fait, l'incertitude et la difficulté opérationnelle majeures de l'aménagement tiennent à la variabilité des stocks instables. Celui de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc (chapitre 9) illustre les carences, dans ce cas, d'une stratégie qui vise à optimiser la production par la manipulation du stock parental. Le programme de reconstitution du stock de la rade de Brest, dont la conception s'appuyait sur la même stratégie, a souffert des mêmes insuffisances. Les recherches conduites sur cette espèce ont montré que des progrès importants pouvaient être réalisés dans la compréhension des stratégies démographiques, dès lors que le problème n'était plus abordé sous le seul angle de la relation stock/recrutement jusqu'alors privilégié pour des finalités d'aménagement, mais scientifiquement, sans préconception explicative. Les connaissances acquises en peu de temps vérifient la puissance de la méthode scientifique si tôt que l'on est confronté à des questions, fondamentales ou finalisées, à la fois complexes et mal explicitées avec les théories et les méthodes disponibles.

Comme le souligne Sinclair (1988), les modèles stock/recrutement ne considèrent pas l'abondance absolue des populations. Ils s'attachent aux phénomènes trophiques de densité-dépendance qui, selon la théorie des "membres/vagabonds", seraient secondaires par rapport aux phénomènes spatiaux. Ajustés sur des mesures annuelles de biomasse et du recrutement final, leur pouvoir discriminant est inadéquat puisqu'ils ignorent les phénomènes distincts qui se reproduisent à des échelles

temporelles et spatiales plus petites, au cours des stades successifs de l'ontogénèse (Troadec 1988a). En revanche, l'identification des processus physiques et des comportements ou des réponses physiologiques permettrait de hiérarchiser les causes et de retenir les échelles spatiales et temporelles d'observation appropriées. Les investigations pourraient être alors conçues et planifiées de façon à pouvoir vérifier des hypothèses testables. Une fois les effets de l'environnement quantifiés, la signification de la relation stock-recrutement pourrait, peut-être, être plus facilement établie sur le résidu de variabilité non expliquée par l'environnement.

Sinclair (1988) avance également que, compte tenu de l'existence au sein d'une même espèce, comme le hareng, de populations dont l'abondance absolue diffère en moyenne par cinq ordres de grandeur (10^2 - 10^7 tonnes), le concept classique de relation stock/recrutement conduit vraisemblablement à exagérer le risque d'effondrement par simple réduction de la biomasse parentale. Etant donné la méconnaissance de la relation, les avis en la matière restent arbitraires, ce qui pose la question de leur justification si leur fondement était destiné à ne pas pouvoir être étayé par de nouvelles connaissances.

La compréhension des mécanismes déterminant l'abondance des populations permettrait peut-être de distinguer des états stationnaires et les processus distincts qui leur sont associés tels que environnement, biomasse féconde, compétitions inter et intraspécifique, patrimoine génétique. Les principes de gestion des stocks instables pourraient s'en trouver améliorés. Par exemple, le chapitre 9 esquisse certaines améliorations qui pourraient être immédiatement apportées pour une application plus réaliste des modèles autorégénérants.

Parce qu'elle résulte de la somme des effets de processus distincts, la distribution des probabilités de succès du recrutement a peu de chances d'être normale. De fait, les observations empiriques confirment que les forts recrutements sont, de manière générale, moins fréquents que les recrutements faibles ou moyens (Rothschild 1986). Dans les processus de désertification, une distribution dissymétrique des pluviométries annuelles s'observe également ; cette dissymétrie peut entraîner un biais dans la vision que les sociétés se font du climat "moyen" ou "normal" (Katz and Glantz 1977). Les réponses de ces dernières aux variations climatiques peuvent en être négativement affectées. Ainsi, la connaissance de la distribution des recrutements présente plus qu'un simple intérêt spéculatif.

Le climat et les stratégies démographiques des populations exploitées ne sont pas les seules sources de variation dont les interférences sur les pêcheries sont mal comprises. Les fluctuations du coût de l'énergie, de l'argent (taux d'intérêt) et l'état des économies nationales contribuent aussi à en modifier l'état (chapitre 18). Leur comportement sera d'autant plus chaotique que la variabilité naturelle des stocks n'est

pas comprise, que la relation stock/recrutement reste indéterminée, que les stocks sont plus fortement exploités, que l'entrée et la sortie de la main-d'oeuvre et du capital sont dissymétriques et que les décisions d'investissements et les mesures d'aménagement sont prises sur une base annuelle, c'est-à-dire à une échelle ne correspondant pas à l'inertie des pêcheries. En ôtant un degré de liberté aux facultés de déploiement des flottilles, la sédentarisation en cours dans la pêche accentue encore le risque d'amplification des fluctuations dans le comportement des pêcheries.

Par une simulation de la pêcherie d'églefin de Nouvelle-Ecosse (Canada), Mc Glade (1989) a montré que, même lorsque la variation du recrutement était maintenue strictement aléatoire, un cycle de 15 ans pouvait apparaître dans la taille de la flottille et l'abondance du stock, par suite du délai dans les prises de décision d'investissement et de désinvestissement en réponse aux variations positives ou négatives du profit. Ainsi, de même que les variations du recrutement peuvent déstabiliser une pêcherie, l'inertie du système de production et le choix d'une mauvaise échelle de temps pour son aménagement peuvent également entraîner des variations à moyen terme dans l'abondance du stock et l'état de la pêcherie.

Depuis longtemps, les historiens et les économistes s'intéressent à la dynamique des cycles économiques, y compris ceux d'origine climatique, et à leurs répercussions sociales et politiques. Voici déjà un siècle, W. S. Jevons "... fut impressionné par le fait que les cycles économiques, de 1771 à 1878, durèrent en moyenne, entre deux apogées de prospérité, 10,4 années, tandis que les taches solaires, que Sir Herschel avait découvertes en 1801, avaient une période de 10,45 années ... Il pensait que les taches solaires engendraient des cycles météorologiques, lesquels engendraient des cycles de récolte, qui étaient à l'origine des cycles économiques" (Heilbroner 1980). Des cycles ou quasi-cycles d'origine hydroclimatique ont plus de chances d'apparaître dans les pays dont l'économie peu diversifiée repose principalement sur l'exploitation d'écosystèmes naturels. C'est le cas des pays en développement bordant les grandes régions d'*upwelling* océanique (Mauritanie, Namibie, Pérou, Somalie, ...). Ainsi, au Pérou, les répercussions des phénomènes d'"El Niño" ont pu être suivies jusqu'au niveau gouvernemental, via les aléas de la situation économique du pays induits par l'état de son secteur halieutique (Glantz 1983).

L'origine en partie naturelle de la variabilité n'implique pas pour autant une incapacité d'action :

- la simulation de l'inertie des systèmes pêche peut permettre de choisir des modes (contingemment des prises ou des capacités de capture) et des échelles temporelles de régulation, capables d'amortir les fluctuations au lieu de les amplifier ;

- les aides conjoncturelles peuvent être remplacées par des systèmes de stabilisation (caisses de compensation) opérant sur la bonne période ;

- l'analyse des facteurs affectant la mobilité des intrants, selon le type d'organisation sociale et économique des pêcheries (artisanales ou industrielles), peut contribuer à l'évolution des institutions, comme à la conception de politiques structurelles susceptibles d'améliorer la mobilité respective des facteurs de production (chapitre 18) et, donc, de réduire l'inertie des pêcheries ;

- enfin, même si, en nombre d'espèces, les perspectives sont limitées, la diversification de la mariculture extensive offre une autre possibilité de réduire la variabilité naturelle des populations exploitées (chapitres 7 et 8).

2.2.3. Qualité de l'environnement et conservation de ressources

Potentiellement, deux ensembles de ressources sont plus vulnérables aux altérations de l'environnement : celles dont les phases précoces se déroulent en zones littorales, et celles qui sont susceptibles d'être affectées par un changement de la circulation océanique induit par le réchauffement global. Le progrès des connaissances sur les liaisons environnement/succès du recrutement ne peut que contribuer à la conception de règles objectives de conservation des qualités halieutiques des écosystèmes littoraux.

Sinclair (1988) a attiré l'attention sur la nécessaire stabilité spatiale (et temporelle) des frayères, imposée par la reproduction sexuée. La stabilité géographique pourrait être réalisée par l'intermédiaire des effets de la topographie (relief du fond, profil de la côte, gradient thermique global, régime des vents...) sur la circulation océanique (chapitre 5). Le réchauffement global aurait alors surtout un effet sur la localisation des populations aux limites de distribution des espèces : de nouvelles populations pourraient apparaître, d'autres disparaître, dans la zone de balancement des frontières des provinces zoogéographiques. Malheureusement, en son état actuel d'avancement, la modélisation de la circulation générale ne permet pas de prédire l'évolution possible de la circulation océanique pour différents scénarios de réchauffement. Un progrès dans ce domaine accroîtrait pourtant significativement les capacités de prévision des effets sur la pêche d'un réchauffement global. Combiné à l'analyse des conséquences sur les stocks halieutiques et des pulsations passées des limites des provinces zoogéographiques (par exemple aux bordures des grands systèmes d'upwelling), des prévisions sur les modifications de la circulation océanique fourniraient des indications sur le sens et l'ampleur des changements possibles. Déjà Glantz *et al.* (1988) ont cherché à trouver, par analogie, des lois dans les réponses des sociétés aux fluctuations des écosystèmes et des ressources naturelles : étiage des fleuves et navigation, changement du niveau de la mer ou de lacs, sécheresse, épuisement de nappes aquifères, ...

La capacité de réaction des sociétés dépend de leur organisation sociale et économique. Si les sociétés primitives sont directement dépendantes pour leur économie de la production des écosystèmes naturels, elles ont acquis par différents moyens (diversité des ressources et des usages, mobilité, ...) une souplesse d'adaptation aux fluctuations naturelles. A l'inverse, les sociétés industrielles, si elles ont su s'affranchir en partie, par la technique et la spécialisation, de leur environnement, ont simultanément perdu une partie de leurs facultés d'adaptation dès lors que les fluctuations des écosystèmes sortent de l'intervalle de variation pour lesquelles ces mêmes techniques ont été conçues. Si les impacts d'origine anthropique venaient à excéder la capacité des mécanismes compensatoires intrinsèques des écosystèmes, le danger serait grand. Ainsi, si la domestication du captage a libéré la conchyliculture des aléas du climat et des altérations de l'environnement sur le recrutement (chapitres 7 et 8), une épidémie qui frapperait aujourd'hui l'huître japonaise laisserait l'ostréiculture française sans ressource.

2.2.4. Diversification de la mariculture extensive

C'est dans ce domaine que les perspectives de débouchés des recherches sur le recrutement sont immédiatement les plus intéressantes. Différentes observations empiriques et des considérations théoriques aboutissent à deux déductions d'un intérêt stratégique considérable pour la mise en valeur des ressources vivantes marines : 1) les capacités trophiques de l'océan seraient naturellement sous-utilisées ; 2) le comportement de retour aurait, chez les populations marines, un caractère général.

Ces deux hypothèses découlent directement de la théorie des "membres/vagabonds". La première est supportée par un grand nombre d'évidences. La mariculture extensive (fig. 7.1, 8.2 et 9.1) montre que les bassins conchylicoles ou l'océan peuvent supporter des biomasses de plusieurs fois supérieures à celles des populations sauvages originelles. Dans un tout autre domaine, les évaluations des stocks exploités aboutissent à des résultats dont la validité se vérifie année après année, alors que les effets éventuels, au niveau de la phase recrutée, des phénomènes de densité-dépendance sont en général ignorés (chapitre 3).

Sinclair (1988) cite divers travaux indiquant qu'il en est apparemment de même pour la production secondaire. La prédominance des phénomènes spatiaux dans la régulation des populations marines est également en accord avec l'absence de relations quantitatives étroites entre les biomasses des niveaux successifs de la pyramide trophique (Lasker 1988). De même, le chapitre 5 illustre l'importance potentielle des phénomènes spatiaux dans la régulation des populations marines. Toutefois, le chapitre 4, s'il aboutit à la même déduction quant à l'origine de l'instabilité des populations,

accorde un rôle important aux relations trophiques dans leur stabilité. Celle-ci implique des mécanismes forts de densité-dépendance. Le fait que certaines populations fluctuent néanmoins largement signifierait alors que les phénomènes physiques l'emporteraient chez celles-ci, au moins dans certaines conditions, sur les phénomènes de densité-dépendance.

L'existence, dans l'abondance des populations exploitées, de fluctuations interannuelles fortes, vraisemblablement supérieures à celles de leurs proies (fig. 4.1), avait déjà été notée par Hjort (1934), qui avait également relevé le synchronisme des variations chez des espèces très différentes. A l'inverse, les phénomènes de remplacement sont en règle générale peu marqués (chapitre 6). Par ailleurs, la pêche a fortement réduit l'abondance des populations adultes exploitées. A ces observations, Sinclair ajoute que plusieurs populations d'une même espèce, d'abondances moyennes absolues très différentes, conservent les écarts qui les séparent, même lorsqu'elles occupent au stade adulte les mêmes aires de distribution et, donc, d'alimentation. Ainsi, une masse d'observations suggère que les relations trophiques seraient moins étroites qu'on a pu le supposer.

Enfin, le retour annuel à des frayères spatialement stables, imposé par la reproduction sexuée, montre que les perspectives de diversification de la mariculture extensive ne sont pas nécessairement circonscrites aux seules espèces sédentaires, déduction dont le pacage marin a indépendamment établi la validité (chapitre 8). Il reste que l'accessibilité au cours d'un stade convenable du cycle de vie reste un critère important dans le choix de nouvelles espèces. Leur vulnérabilité conditionnera, en effet, les possibilités de recapture, comme d'expression des privilèges de recapture. Ce n'est pas un hasard si la mariculture extensive s'est développée sur des espèces littorales et, sur une phase au moins de leur cycle, continentales.

Pour réaliser ces possibilités, les différentes facettes du problème (capacité de collecter ou de produire des juvéniles ou des alevins de qualité, possibilité de forcer le recrutement de populations naturelles, faculté de recapturer une part suffisante du cheptel, réforme des législations régissant l'attribution de droits d'usage) doivent nécessairement être abordés simultanément, chacune étant nécessaire à la réussite de nouvelles formes de mariculture.

2.3. Voies de recherche

Les chapitres qui traitent du déterminisme du recrutement, sur le plan des concepts comme sur celui des investigations, ont montré que la théorie et les

connaissances avaient progressé de façon très rapide dès que l'on s'était intéressé au problème spécifiquement et scientifiquement. Le chapitre 9 a également permis de vérifier que l'océanographie physique et biologique, la biologie marine, la dynamique des populations et l'aquaculture disposaient de l'essentiel des connaissances, des méthodes et des moyens d'observation nécessaires aux investigations. La mobilisation des différentes disciplines dont le concours est nécessaire à la compréhension des processus en jeu s'est relevée fructueuse et possible lorsque les coopérations entre recherches finalisée et fondamentale portaient sur des objectifs suffisamment lointains pour recouvrir des préoccupations communes. Enfin, le choix d'objectifs finalisés s'est révélé être un puissant facteur de cohérence et, donc, de réussite de programmes pluridisciplinaires.

L'étude du recrutement sur des espèces susceptibles de donner lieu à une mariculture extensive ouvre la voie à l'écologie expérimentale, c'est-à-dire à la manipulation de variables démographiques considérées jusqu'ici comme d'état : recrutement, prédation des juvéniles, habitats (collecteurs ou abris par exemple), biomasse parentale (surdensités), facteurs dépendant de la densité, ... On conçoit alors le grand intérêt de telles investigations pour l'avancement de l'écologie marine, comme de la science halieutique et celle de l'environnement.

Jusqu'ici la science halieutique devait limiter ses observations à l'étude des modifications entraînées par le régime d'exploitation sur le stock recruté (chapitre 2). Elle n'avait pas de prise sur le recrutement, et la pleine exploitation des ressources a fortement raccourci ses intervalles pratiques d'observation. Le recours à l'aménagement expérimental a bien été préconisé (Walters 1986). On peut toutefois se demander quelles sont les possibilités pratiques de cette approche. Si les administrations et les pêcheurs sont bien demandeurs d'avis sur les conséquences probables de changements éventuels dans le régime d'exploitation, les pêcheurs risquent de se montrer peu ouverts à des propositions d'expérimentation en vraie grandeur dont les conséquences immédiates pour leurs revenus restent incertaines : même traité objectivement et mathématiquement, l'empirisme n'est sans doute pas ce qu'ils attendent de la recherche. De son côté, l'océanographie est contrainte d'observer les processus sans pouvoir intervenir sur leur déroulement.

Le chapitre 5 rappelle que la recherche procède pour l'essentiel selon deux démarches : la méthode comparative et la méthode expérimentale. La conduite de programmes scientifiques sur des projets de mariculture extensive permettrait de combiner les deux. Le choix de petites populations côtières réduirait le coût d'échantillonnage tout en permettant de manipuler effectivement des phases particulières du cycle de vie des populations. En outre, la nécessité d'agir ensuite au niveau de collectivités d'exploitants concernés par un forçage éventuel de la productivité de stocks naturels militent en faveur du même choix initial. Les techniques aquacoles de production d'alevins sont beaucoup plus avancées que celles que l'on peut envisager de

mettre spécialement au point pour des programmes de recherche. Grâce à leur concours, il est maintenant envisageable d'expérimenter à la fois sur les organismes *in vitro* et sur les populations *in vivo*. Le choix de stocks halieutiques permet de suivre les fluctuations d'abondance de la phase adulte, avec une exactitude hors de portée de l'écologie marine non finalisée (chapitre 9).

Dans leur conception comme dans leur exécution, de tels programmes doivent rester distincts des projets d'application. C'est à ce prix que les connaissances nécessaires à la réussite des applications pourront être acquises. La réussite dépend en effet de la capacité à prendre en compte l'éventail des variables de contrôle et d'état intervenant simultanément au cours des stades successifs de l'ontogénèse, comme de conduire les expérimentations selon des protocoles capables de tester scientifiquement les hypothèses. Les applications au développement souffrent généralement d'impatiences et de pressions peu compatibles avec la rigueur indispensable à l'élucidation des processus complexes par lesquels les populations régulent leur abondance absolue et relative (Peterman, sous presse). La longue liste des échecs passés (Harache 1988, Peterman sous presse) montre que, loin d'être une préciosité d'intellectuel, ce souci est une condition pratique de réussite. Ce n'est qu'une fois acquis le minimum de connaissances indispensables que l'on pourra passer aux applications.

Parce qu'elle constitue un mode de production intermédiaire, la mariculture extensive offre un champ d'investigation beaucoup plus diversifié et porteur que la pêche pour l'étude de la dynamique des populations exploitées, sans pour autant que les retombées potentielles de son étude soient circonscrites à ce seul mode de production. L'intérêt de ces recherches ne se limite pas non plus à l'étude de la reproduction ou de l'écologie et de la dynamique des phases précoces. La figure 22.1 illustre, chez le saumon, le passage par forçage du recrutement à des niveaux supérieurs d'abondance et de production du stock adulte. La figure 7.5 montre que ce mode d'accroissement de la ressource a ses propres limites. L'apparition de nouvelles contraintes, trophiques cette fois, soulève de nouvelles questions théoriques et pratiques. De fait, la mariculture extensive offre un matériel particulièrement adapté pour étudier les phénomènes de densité-dépendance (chapitre 7), les modifications de la morbidité, ou les effets sur le patrimoine génétique, qui accompagnent l'augmentation d'abondance des populations. Par le choix des espèces et des souches naturelles ou par la sélection génétique, on peut envisager de privilégier ou de modifier certains schémas migratoires (saumons), d'optimiser la composition spécifique de cheptels coquilliers, les performances zootechniques des souches, ou leur résistance aux maladies.

L'accent mis sur l'intérêt théorique et appliqué de la mariculture extensive ne doit pas faire sous-estimer l'existence de phénomènes de densité-dépendance, ni le risque d'altérations négatives du patrimoine génétique des populations ou de la structure spécifique des communautés halieutiques. On trouvera dans Peterman (sous presse) une synthèse des effets dépendant de la densité entraînés chez les populations

de saumons du Pacifique par les programmes de forçage de leur reproduction. Ces phénomènes s'exprimant de façon progressive, la question qui se pose est de déterminer à partir de quels niveaux moyens d'abondance, par rapport à ceux des populations sauvages et exploitées, et compte tenu du nombre et de la diversité des populations et des espèces forcées, les effets dépendant de la densité seront suffisamment marqués pour que le coût des interventions dépasse l'augmentation afférente du revenu. Comme les mécanismes de régulation des populations portent surtout sur les stades précoces, et que les phénomènes de densité-dépendance qui limitent finalement le volume des opérations commerciales de forçage concernent surtout la phase recrutée, il n'y a pas de raison particulière pour que les effets des seconds s'expriment déjà de façon rédhitoire pour des augmentations marginales des biomasses actuelles des populations exploitées (fig. 7.1 et 8.2).

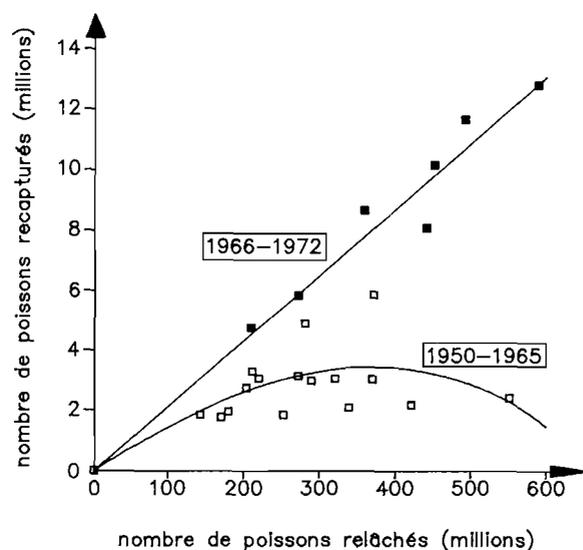


Figure 22.1 - Développement du pacage marin de saumon "chum" à Hokkaïdo (Japon)
 Modification du rendement de recapture consécutivement à l'amélioration des techniques de production et des protocoles de relâcher des smolts (modifié d'après Kobayaschi 1980).

Déjà les altérations non délibérées des écosystèmes côtiers et de certaines mers fermées, ou les effets secondaires sur les écosystèmes naturels des élevages, sont susceptibles d'entraîner des modifications de la structure génétique des populations, et spécifique des communautés, ainsi que de l'abondance des peuplements, comparables ou supérieures aux effets des opérations de forçage (Lockwood et Troadec, sous presse). Par exemple, la production halieutique de la Méditerranée s'accroît d'année en année, alors que les évaluations de stocks concluent de façon aussi régulière que les cohortes successives de nombreux stocks d'intérêt commercial sont surexploitées en

termes de rendement par recrue, tandis que les indices d'anoxie des couches profondes s'accroissent (FAO 1989). Le programme suédois de pacage de saumon baltique a connu une telle réussite qu'il a contribué à l'intensification de la pêche en mer, laquelle menace maintenant directement la survie des populations naturelles déjà décimées par l'aménagement des rivières pour la production d'électricité, populations que les programmes de pacage visaient justement à conserver (Ackefors *et al*, sous presse). Certains avancent que les échappements des élevages intensifs de saumon atlantique pourraient bientôt l'emporter sur le recrutement naturel des populations sauvages.

Ainsi, les enjeux théoriques et pratiques sont suffisamment grands pour justifier la conduite de programmes de recherche spécifiques, portant sur des espèces soigneusement choisies, scientifiquement conçus, et embrassant l'ensemble des forces d'origine humaine et naturelle. Si l'on attend, sans mener d'investigations originales sur les processus, que l'incidence des impacts sur les écosystèmes exploités devienne évidente, le traitement mathématique des séries de données empiriques alors disponibles a toutes chances de se révéler, à cause de la complexité des processus en jeu, totalement impuissant à discriminer les causes. Devant la crise à laquelle se trouvent aujourd'hui confrontées la pêche et les cultures marines, la recherche finalisée, réduite au suivi et à la seule modélisation de questions apparues il y a un siècle déjà (chapitres 1 et 21), ne peut que se révéler de plus en plus inopérante.

3. Aménagement des pêches et des cultures marines

Si les pratiques actuelles de l'aménagement reflètent les contraintes imposées par la nature des ressources et de leur exploitation, elles ont aussi des raisons historiques. Si les premières demeurent, il en va aujourd'hui différemment des secondes. Tant que des ressources latentes autorisaient l'expansion, l'intérêt d'un rationnement ne paraissait pas évident. La compétition pour la ressource au sein des pêcheries internationales rendait irrecevables les arguments économiques en faveur d'une régulation de l'effort. Même dans les régions négligées par les flottilles de grande pêche, les politiques de développement des pays industrialisés (chapitre 1), comme celles des pays techniquement moins avancés (chapitre 18), privilégiaient les formes industrielles. Le principe de liberté d'accès était une condition de ces politiques fondées sur l'expansion géographique. Son acceptation universelle pouvait donner à penser qu'il s'agissait d'une loi naturelle.

Pourtant, aujourd'hui, les implications de la nature finie des ressources et de la nouvelle responsabilité des pays riverains en matière d'aménagement sont mieux perçues et, avec elles, l'opportunité d'une réforme des régimes d'aménagement. Le

partage international des ressources halieutiques a suivi l'épuisement des ressources latentes. Même s'ils s'effectuent encore sous forme de troc, les accords de pêche qui se négocient actuellement (chapitre 20) traduisent une réorientation du flux des richesses au profit des pays riverains. Une relation est ainsi apparue au niveau international entre rareté, propriété et valeur des ressources halieutiques. La même évolution est encore peu manifeste au niveau national. Pourtant, les ressources y étant également rares, la question se pose de savoir si la même cause est susceptible d'y avoir les mêmes répercussions. L'histoire de l'agriculture et les théories économiques apportent des éléments d'appréciation de l'éventualité, de l'intérêt, et des modalités d'une évolution analogue au sein des pêches nationales.

3.1. Rareté, valeur et propriété

3.1.1. Les enseignements de l'histoire de l'agriculture

En Europe occidentale, au début du Moyen-Age, la propriété de la terre reste floue ; elle se confond avec la possession. Sous le régime féodal initial, les seigneurs détiennent de leur suzerain leurs fiefs en viager. S'il existe des alleutiers propriétaires, la plupart des paysans n'ont pas de garantie sur la concession des tenures que leur octroie le seigneur. Le serf ne possède en propre, ni terre, ni demeure, seulement, parfois, son troupeau. Si l'économie marchande se développe, c'est initialement hors de l'agriculture, dans le commerce et le négoce. "D'un côté, des paysans dans leurs villages, qui vivent de façon presque autonome, quasi en autarcie ; de l'autre, une économie de marché et un capitalisme en expansion, qui font tache d'huile, fabriquent peu à peu, préfigurent déjà le monde où nous vivons" (Braudel 1976).

A partir du X^{ème} siècle, on observe simultanément un essor de la population, la pleine occupation de l'espace (c'est alors que se fixe le réseau des villages et des hameaux), et une lente pénétration de l'économie marchande au sein du monde rural. "La croissance démographique rendait à la fin du XIII^{ème} siècle la terre de plus en plus rare, et la faisait constamment enchérir" (Duby 1962). Le même auteur décrit les évolutions qui, simultanément, bouleversent graduellement les méthodes d'aménagement, les rapports sociaux et économiques, et les institutions. En ce qui concerne le premier aspect, il relève :

- l'apparition de nouvelles méthodes d'aménagement, en particulier un meilleur usage de l'espace par la gestion du temps : imbrication de l'élevage et de l'agriculture par l'assolement collectif et les rotations culturales, formalisation des cycles de transhumance ;

- l'intensification des cultures, facilitée par le progrès technique : outillage en fer, charrue à roue, collier d'attelage ;

- le contrôle de l'accès et la régulation du taux de pâturage sur les communaux ;

- la parcellisation de l'espace et l'extension de la propriété individuelle ;

- malgré cela, une montée des antagonismes entre forestiers, pasteurs et paysans ; entre élevage seigneurial et élevage paysan ; entre ceux qui "voulaient sauvegarder les droits collectifs de parcours et de dépaissance sur l'ensemble du terroir", et ceux qui "s'efforçaient de préserver les cultures permanentes, à la fois symboles d'appropriation individuelle et obstacles au libre parcours du bétail" ; "le XIIIème siècle devint pour cela le temps des longs procès".

Simultanément, les rapports de production se modifient. Dans les relations entre exploitants et propriétaires, les rapports économiques gagnent lentement sur les rapports sociaux :

- emploi graduel du numéraire pour le règlement des charges paysannes et, notamment, des droits d'usage de la terre, jusqu'alors effectué en nature et prestations de services ;

- utilisation de la valeur foncière comme base d'échange de la terre ;

- les droits de propriété deviennent héréditaires ; accordés initialement pour "deux ou trois vies", ils deviennent progressivement permanents ;

- finalement, "l'approbation qu'il fallait, avant toute aliénation, solliciter des lignagiers ou du seigneur féodal devint vite une formalité".

"De multiples forces se conjuguèrent pour délivrer la terre des multiples entraves qui faisaient obstacle à sa mobilité" (Duby 1962). Le code de possession ne se fonde plus sur l'autorité, mais sur la monnaie, moyen d'échange et d'accumulation ; la force disparaît au profit de la concurrence. Même si l'évolution s'est faite très graduellement, elle est qualitativement fondamentale. Par rapport aux sociétés féodales et coutumières, les échanges et les rapports de production passent des sujets aux objets. La terre devient, à côté du travail et du capital, le troisième facteur de production. Elle s'échange sur la base de sa valeur d'usage. "La terre, le travail et le capital représentent, en tant que facteurs de production, en tant qu'entités économiques, impersonnelles et déshumanisées, ... des concepts aussi modernes que le calcul infinitésimal" (Heilbroner 1980).

A partir de cette époque, les relations entre rareté, valeur et propriété vont dominer l'histoire de la pensée économique (Brown 1987). Initialement, l'économie politique s'intéresse aux lois de l'allocation d'une ressource limitée, non reproductible, la terre, alors principale source de richesse nationale et, base de l'imposition, des recettes de l'Etat. La théorie marginaliste généralise ces relations à l'ensemble des biens et des services. L'économie étudie le rôle du marché et de la propriété dans la double fonction d'allocation des ressources et de distribution des richesses. Elle devient "l'étude des liens de propriété sur des ressources rares" (Alchian, cité par Brown 1987).

3.1.2. La rente halieutique

Ainsi, en devenant rare, la terre a acquis une valeur. Une rente économique est apparue (chapitres 1 et 13). La formalisation consécutive de droits de propriété a fini par conférer à la rente une triple fonction : 1) surprofit résultant de la rareté de la ressource et source indépendante de richesses au niveau du secteur ; 2) valeur d'échange d'une ressource rare ; 3) rapport de production entre exploitants et propriétaire. Le lecteur intéressé par une présentation d'ensemble de l'histoire des travaux sur la rente foncière pourra se référer à Gouigou (1982).

Ces fonctions ne sont pas toujours bien distinguées. Ricardo observait déjà, il y a deux siècles : "Cependant, on confond souvent la rente agricole avec l'intérêt et le profit du capital et, dans le langage vulgaire, on donne le nom de rente à tout ce que le fermier paie au propriétaire". La distinction de ces fonctions est pourtant indispensable pour saisir le rôle de la rente dans la dynamique de surpêche et dans la création de richesses, ainsi que celui qu'elle pourrait jouer dans l'aménagement des pêches et des cultures marines.

- Surprofit

La figure 18.1a montre qu'une rente économique existe, potentiellement, dans chaque pêcherie, indépendamment de la présence ou de l'absence de titres de propriété, comme de l'identité de leurs titulaires (chapitre 1). En l'absence de tels droits, elle contribue, tant qu'elle n'est pas érodée par l'excès d'investissement, au profit des armements tel qu'il s'établit une fois couverts les salaires, l'intérêt du capital et le risque de l'entreprise. Le profit défini sur la figure 18.1a ne distingue pas le surprofit correspondant à la rente halieutique, des gains de productivité que les armements tirent de la qualité de leur gestion et des innovations techniques qui se traduisent effectivement par un accroissement des captures à coût égal.

La même figure montre que la rente varie avec le taux d'exploitation. En régime de liberté d'accès, elle est vouée à être gaspillée. "Le régime de liberté d'accès néglige la valeur future de la ressource et revient à admettre que le taux d'actualisation est infini" (Hannesson 1988). Ceci se produira avant que le profit des armements ne devienne inférieur au coût d'opportunité de la main-d'oeuvre et du capital qu'ils emploient. Ainsi, la rente, engendrée par la rareté de la ressource, disparaît avant que le revenu des armements ne tombe en dessous du coût d'opportunité de la main-d'oeuvre et du capital.

La valeur de la rente diffère aussi, selon les pêcheries, en fonction de la productivité des ressources et de la valeur des produits à coût de production égal.

Comme dans l'agriculture avant l'intensification des pratiques culturales, la rente est, relativement, plus importante dans la pêche du fait de la quasi-impossibilité actuelle d'accroître artificiellement la productivité des stocks sauvages. Ce fait peut difficilement être négligé dans les pays disposant d'abondantes ressources et, notamment, dans les pays en développement. Le progrès économique de ces derniers est, en effet, directement tributaire des plus-values qu'ils peuvent tirer de l'exploitation de leurs ressources naturelles (chapitre 18). Celles-ci sont, en effet, initialement les seules susceptibles de produire les capitaux et les devises nécessaires au développement de leurs infrastructures et à leur industrialisation, d'accroître leur demande interne, et de répondre à l'augmentation de leurs besoins alimentaires engendrés par leur croissance démographique et la concentration de leurs populations en zones urbaines. Dans son analyse des étapes du développement économique, Rostow (1963) attribue à l'agriculture et aux autres productions primaires un rôle déterminant dans le décollage économique des pays. "L'agriculture doit mettre à la disposition du secteur "moderne" de l'économie une part importante de ses revenus excédentaires. L'idée centrale de la "Richesse des Nations" ... tient au fait qu'Adam Smith a compris que les revenus excédentaires provenant de la propriété foncière doivent ... être mis à la disposition des entrepreneurs qui les investiront dans les secteurs "modernes" et réemploieront leurs bénéfices à mesure que leur production et leur productivité augmenteront".

Malheureusement, liberté d'accès et fluidité des ressources conjuguent leurs effets pour égaliser, à un niveau nul ou négatif, les rentes différentielles que peuvent théoriquement produire les ressources disponibles au sein d'une ZEE. Ainsi, paradoxalement, le secteur halieutique coûtera ou profitera finalement à l'économie d'un pays d'autant plus que celui-ci dispose d'abondantes ressources et que l'aménagement de sa pêche sera inefficace ou effectif. C'est ce qu'avait saisi Warming, dès 1911, lorsqu'il constatait : "la libre concurrence rend les meilleurs fonds équivalents aux plus pauvres".

Avec le nouveau Droit de la mer, chaque pays a maintenant la possibilité d'ajuster le taux d'exploitation dans ses principales pêcheries en fonction de ses objectifs économiques et sociaux spécifiques, compte tenu de ses coûts comparatifs propres. Une telle rationalisation du secteur ne requiert pas de capacités techniques ou analytiques particulières. Ainsi, en taxant ses exportations, la Mauritanie réussit à prélever une part significative de la rente produite par ses pêcheries industrielles : en 1986 et 1987, le montant de ces taxes a représenté entre 1/4 et 1/5 des recettes de l'Etat (Gilly et Maucorps 1987).

On verra que les difficultés se situent avant tout au niveau de la mobilité des facteurs de production que facilitent ou brident les institutions régissant les rapports entre facteurs deux à deux. Appliqué seul, un régime d'aménagement qui permettrait d'optimiser les investissements, par un système d'enchères portant sur des droits quantitatifs individuels par exemple, n'améliorera pas nécessairement le niveau de vie des pêcheurs. Celui-ci pourra rester en deçà de celui qui prévaut dans les autres secteurs économiques requérant des capacités professionnelles comparables. Une pêcherie peut être économiquement saine sans enrichir pour autant les pêcheurs qui en vivent. A l'inverse, les revenus des pêcheurs peuvent rester satisfaisants dans une pêcherie en mauvais état biologique et économique. Les différentes combinaisons sont concevables, mais, en l'absence de régulation économique, sociale ou administrative de l'accès et en situation de pleine exploitation, elles tendent à se réduire à une conjugaison négative sur tous les plans.

Ceci signifie que la régulation des investissements par rapport à la productivité naturelle de la ressource, comme la promotion des revenus et la mobilité de l'emploi, méritent la même attention. Les aides récurrentes ne sont pas une fatalité du secteur. Un pays comme l'Islande, dont le PNB est assuré pour les 4/5 par la pêche, a de toute évidence peu de marge de manoeuvre en la matière. La pérennité des aides traduit l'insuffisance des ajustements structurels en réponse aux opportunités offertes par la régulation de l'accès, et la dissymétrie entre l'entrée et la sortie de l'emploi et du capital dans l'exploitation des ressources renouvelables, engendrée par l'immobilité propre aux structures économiques et sociales du secteur (chapitre 18).

- L'allocation imparfaite des ressources et la dynamique de surpêche

Le surinvestissement et la surpêche sont difficilement évitables tant que des assurances d'usage exclusif ne sont pas octroyées aux pêcheurs : "Ne disposant pas de garanties sur la ressource, les armateurs ne peuvent s'assurer de leur approvisionnement, c'est-à-dire d'une part des captures, que par une action agressive sur les zones de pêche. Dans les limites de leurs capacités financières, ils doivent s'efforcer d'exceller dans l'efficacité technique... De nouveaux investissements et de la main-d'oeuvre sont constamment injectés dans la pêcherie" (Mc Kenzie 1983).

Par contre, si elle se révélait possible, l'utilisation de la rente halieutique comme valeur d'échange des droits d'usage d'une ressource limitée permettrait de distinguer dans la formation du profit des armements la valeur engendrée par la seule rareté de la ressource, des coûts d'opportunité de la main-d'oeuvre et du capital. En séparant la rente du profit des armements, la motivation pour son accaparement serait théoriquement éliminée. Le coût individuel d'exploitation deviendrait alors indépendant de l'effort de pêche global, c'est-à-dire du nombre de bateaux présents dans chaque pêcherie, comme de la productivité propre et de la valeur des captures dans les différentes pêcheries. La cause de la compétition pour la ressource serait en principe annihilée. Ne subsisterait que la concurrence pour les gains d'efficacité de production. "Si l'on ne payait pas plus cher l'accès aux terres de bonne qualité, tout le monde (voudrait) alors cultiver les bonnes. Mais la rente foncière, déterminée par la qualité des terres, régularise ainsi les choses qu'il devient également profitable de cultiver des terres différentes... Ce que nous proposons en fait ici, c'est seulement d'étendre aux pêcheries le même système de régulation qui a toujours prévalu en agriculture" (Warming 1911). Ainsi l'opposition majeure à la régulation de l'effort de pêche au sein de chaque pêcherie, comme à la répartition des capacités de capture entre les principales pêcheries d'une ZEE, disparaîtrait ou, tout au moins, serait substantiellement réduite. L'aménagement serait grandement facilité.

Dans quelle mesure de tels mécanismes économiques sont-ils applicables aux pêches et aux cultures marines ? Pour qu'une rente halieutique apparaisse et se conserve, quatre conditions sont requises :

- la ressource doit être utile ;
- la production doit être inférieure à la demande ;
- la ressource doit être contrôlable, ou monopolisable, dans sa quasi-totalité : pour qu'il y ait appropriation privative de la rente, il faut qu'il y ait propriété de la ressource ou, à défaut, contrôle d'un facteur de production qui permette de réguler son taux d'exploitation ;
- les coûts d'appropriation doivent rester inférieurs au profit engendré par la rente : "les droits de propriété apparaissent lorsque les gains entraînés par l'internalisation des externalités dépassent les coûts d'internalisation" (Demsetz 1967).

Les deux premières conditions sont satisfaites dans la pêche. En revanche, l'extension géographique et la fluidité des stocks unitaires ne permettent généralement pas d'allouer directement à chaque pêcheur des parts discrètes des ressources : la biomasse des stocks est souvent indivisible. Cependant, des substituts à la même fin

peuvent être trouvés. Il s'agit des variables par l'intermédiaire desquelles le taux d'exploitation peut être modifié (chapitres 7, 13, 14, 15 et 18), à savoir :

- les capacités de capture que chaque armement, pêcheur ou collectivité de pêcheurs artisans est autorisé à utiliser ;
- les captures que ceux-ci peuvent effectuer sur une période donnée ;
- desquelles on ne peut exclure la biomasse, allouable par l'intermédiaire de l'espace, pour les ressources sessiles ou sédentaires ; même si ces ressources sont globalement peu nombreuses, elles jouent en zones littorales un rôle important (chapitre 7).

Les autorisations quantitatives exprimées sur ces supports peuvent être utilement complétées par des restrictions portant sur l'espace et/ou le temps.

L'expression des droits d'usage sur l'espace est intéressante à plusieurs égards. L'application des mesures au sein d'ensembles homogènes d'exploitation (pêcherie unitaire, bassin conchylicole) peut en être facilitée. L'exclusion des non-titulaires est plus aisée à contrôler, y compris par les co-usagers. La réduction des empiétements qui en résulte est une condition de l'apparition d'un comportement d'autorégulation au sein des exploitants. Par ailleurs, plus les pêcheries portent sur un nombre élevé d'espèces et d'engins, et plus les écosystèmes font l'objet d'usages multiples et antagonistes, plus l'espace reste la seule variable utilisable comme support des droits d'usage. C'est ce que vérifient les modes coutumiers d'exploitation des ressources renouvelables : l'exploitation étant essentiellement pluriusages et plurispécifique (chapitres 1, 15 et 18), l'exclusion ne pouvait qu'y être spatiale.

Le temps permet aussi de partager les ressources, en alternant le droit d'accès aux mêmes sites, entre "arts" ou activités physiquement incompatibles de façon simultanée.

Le choix du support des droits d'usage et de leurs combinaisons dépendra alors :

- des caractéristiques des ressources : uni ou plurispécifiques, stables ou instables,
- de la structure économique et sociale des pêcheries : de subsistance, plaisancière, commerciale, artisanale, capitaliste,
- des capacités de contrôle disponibles : certaines variables (capture) seront plus difficiles à contrôler que d'autres (capacité de capture) dans certaines pêcheries

(artisanales, plaisancières) et dans les pays dont les capacités de contrôle effectif sont faibles.

Le choix ne pourra donc se faire que par pêcheurie unitaire ou bassin conchylicole explicitement définis : pour être efficace, l'aménagement doit être *spécifique* de chaque ensemble d'exploitation.

- Distribution des richesses

Le choix du régime de propriété a une incidence directe sur la distribution des richesses. En l'absence de droits de propriété ou d'usage, la rente, tant qu'elle n'est pas dissipée, apparaît dans le profit des armements, des pêcheurs artisans, ou des conchyliculteurs. Dans la comptabilité des entreprises, elle n'est pas distinguée dans les recettes. Lorsque les équipages sont rémunérés à la part, la rente se partage entre armements et marins comme les autres sources de profit.

Ce n'est donc pas la rente qui détermine la distribution des richesses, mais les conventions sociales que les sociétés ont adopté pour régir les termes de propriété des ressources. L'absence ou le flou dans la définition des droits d'usage n'élimine, ni ne résout, le problème du partage des richesses. Si le droit n'est pas la justice, il n'est pas de justice sans droit. Ainsi, le principe de liberté d'accès et la non-reconnaissance des droits d'antériorité ont été à l'origine de l'éviction partielle de communautés littorales de pêcheurs artisans de ressources dont traditionnellement elles vivaient. A l'inverse, le nouveau Droit de la mer a modifié, au détriment des flottilles de grande pêche, le flux de richesses au profit des pays riverains (chapitre 20).

La distribution des richesses peut être aussi modifiée, après leur création, par les régimes d'imposition et de taxation (chapitre 15). Comme J.S. Mill l'avait compris, "l'économie ne dicte aucune solution au problème de la distribution. La société peut faire ce que bon lui semble du produit de son labour" (Heilbroner 1930). Toutefois, l'économie peut expliciter ce qu'il en advient.

3.2. *Le rôle des institutions*

Avec le changement des conditions au sein desquelles opèrent les pêches et les cultures marines, des insuffisances croissantes sont apparues dans les régimes d'aménagement élaborés au cours de leur expansion. L'intérêt potentiel de réformes ne

rend pas pour autant leur réalisation plus facile. Dans les pêches et les cultures marines, les contraintes imposées par la nature physique des ressources, en premier lieu leur indivisibilité relative, s'ajoutent au coût inhérent à tout changement institutionnel.

Même lorsque l'adoption de droits exclusifs n'est pas un jeu à somme nulle, c'est-à-dire lorsqu'elle est susceptible de produire des bénéfices potentiels pour la société, elle ne sera pas pour autant nécessairement bénéfique pour tout le monde. Même si de justes compensations sont prévues pour les perdants, il faut s'attendre à ce que ceux-ci s'opposent aux remises en cause du *statu quo*. C'est la raison première de la capacité des institutions à survivre à leur utilité.

3.2.1. Propriété et usage

La propriété se distingue de la possession en ce sens qu'elle permet de disposer d'un bien ou d'une ressource à sa guise, c'est-à-dire à l'exclusion des autres, et cela de façon légitime, c'est-à-dire selon des règles admises par le groupe. Elle permet de réduire les externalités qui affectent les coûts ou les bénéfices au niveau de la production, ou de la consommation, d'un agent ou d'un ensemble d'agents économiques. Elle joue notamment ce rôle lorsque la consommation ou l'usage d'un bien utile gagne à être rationné. Dans une pêcherie non régie par un système de droits quantitatifs exclusifs, on sait par exemple que le coût de production unitaire augmente avec le nombre de pêcheurs.

Des milliers de codes ont existé au cours de l'histoire. En général les régimes coutumiers se sont progressivement dissous lorsque les biens fertiles desquels les groupes tiraient leur subsistance n'ont plus dégagé des plus-values suffisantes pour permettre à la hiérarchie en place de maintenir l'ordre qui les structurait. Ainsi, le principe de liberté d'accès, qui fut un facteur d'expansion des modes industriels de pêche, a contribué au déclin ou à l'effondrement des systèmes coutumiers de contrôle spatial par l'intermédiaire desquels diverses communautés de pêcheurs se réservaient l'usage de ressources littorales (chapitre 1). A ce propos, Mc Cay et Acheson (1987) rappellent "le rôle joué par la liberté de navigation, de commerce et de pêche, dans le développement capitaliste des activités maritimes" du monde occidental. "D'une façon générale, on peut dire que les grandes puissances maritimes ont commencé par pratiquer la piraterie et la guerre de course" (Lane 1973), avant de chercher à réserver, par des traités, le bénéfice pour leur négoce de monopoles commerciaux. "Les avantages du commerce pacifique (c'est-à-dire fondé sur la reconnaissance de la propriété et de la concurrence) ne leur sont apparus que beaucoup plus tard" (Lane 1973).

Même si les codes de propriété se sont renforcés et étendus avec le développement de l'activité économique et la diffusion de l'économie de marché, la réservation de droits exclusifs n'est pas particulière à un ordre social ou à un régime économique. A. Smith fut le premier à observer qu'à mesure que l'activité des sociétés humaines passait de la chasse à l'agriculture et au pastoralisme, puis au négoce, et enfin à l'industrie, les privilèges d'exclusivité, qui étaient initialement circonscrits à l'occupation de l'espace, se sont peu à peu transformés en droits de possession, puis finalement de propriété, tandis qu'ils s'étendaient des produits aux troupeaux, puis aux biens mobiliers et, enfin, immobiliers.

Une évolution similaire se constate dans les cultures maritimes. Le développement de la conchyliculture, qui implique l'appropriation du cheptel, s'est accompagné, en France par exemple, de l'octroi par l'Administration de concessions individuelles d'usage exclusif, puis du recours, occulte avant d'être légalisé, au marché pour l'échange de ces droits d'usage territoriaux (chapitre 7). L'analyse des conditions du progrès de l'aquaculture montre l'importance de l'attribution de droits sur les cheptels et l'usage de l'espace, de garanties sur la qualité du milieu ou contre la propagation des épizooties, tandis que l'allocation de privilèges de recapture apparaît comme une condition du développement du pacage marin (chapitre 8).

L'économie de marché repose fonctionnellement sur la propriété, l'échange et les prix. Pour cela, chaque agent ou entreprise a besoin d'une capacité suffisante de décision sur la ressource, au même titre que sur les autres facteurs de production, main-d'oeuvre et capital, qu'il met en oeuvre. "Il n'existe pas de vie économique sans contrats respectés, et on peut se demander si la définition même du droit de propriété n'a pas été le socle sur lequel s'est édifié le développement capitaliste, sinon le développement tout court de l'Occident ..." (Fabra 1988).

Pourtant, la privatisation des stocks sauvages n'est pas indispensable à la réduction de la dynamique de surpêche. L'intérêt de distinguer la rente halicutique du profit des armements n'implique pas nécessairement que les pêcheurs deviennent propriétaires de la ressource. Le même résultat peut être obtenu par l'attribution de garanties d'accès exclusif à celle-ci.

De façon plus générale, les droits quantitatifs exclusifs peuvent être individuels ou collectifs, porter sur les captures, les moyens de production ou la ressource, c'est-à-dire sur celle-ci ou son usage. La validité des droits peut être permanente ou temporaire.

Parmi les systèmes qui régissent l'allocation des biens ou des services dans les sociétés occidentales, on peut schématiquement distinguer :

- un régime de propriété privé, c'est-à-dire d'usage individuel exclusif, selon lequel les prix sont déterminés par l'échange sur le marché ;

- un régime de propriété publique portant sur des services (défense, justice, ...) pour l'accès auxquels il ne saurait y avoir d'exclusion, ou sur des biens dont l'usage ne demande pas à être rationné, leur consommation n'affectant pas leur disponibilité pour les autres membres de la société (l'éclairage public par exemple) ; l'Etat ne peut pas, ou n'a pas besoin, de recourir au marché pour leur allocation ; s'il recourt aux prix, il les fixera selon des critères sociaux acceptables de la société ;

- entre les deux, un régime de propriété privée (exclusion) par l'Etat (sociétés nationalisées par exemple) par l'intermédiaire duquel ce dernier contrôle l'accès aux biens ou aux services dont l'usage gagne à être rationné ; pour fixer les prix, il peut, soit s'appuyer sur le marché, soit avoir recours à des critères qu'il fixe lui-même.

Aucun de ces systèmes ne répond bien aux particularités de la pêche et, plus généralement, des usages des ressources imprécisément appelées communes. Mais leur rappel permet d'identifier les trois clés d'analyse que sont successivement l'intérêt d'un rationnement, les possibilités physiques d'exclusivité, et les modes d'allocation des ressources ou de leurs usages.

3.2.2. L'allocation des stocks et des écosystèmes halieutiques

- Divisibilité des ressources et possibilités physiques d'exclusion.

Dans la pêche et les cultures marines, comme dans la majorité des autres usages des ressources communes, des intrants privés sont utilisés pour tirer des profits également privés de l'exploitation de ressources librement et gratuitement accessibles (Hannesson 1988).

La solution au problème du rationnement de la pêche, posé par le caractère fini de la production des ressources, dépend, entre autres, de la faisabilité de l'exclusion. Celle-ci dépend à son tour de la divisibilité des stocks et des opérations de production :

- divisibilité des ressources : caractère sédentaire ou mobile des organismes, extension géographique des populations discrètes, schémas de migration, isolement relatif des bassins conchylicoles, relations trophiques entre populations, liaisons avec leur environnement abiotique ;

- interactions techniques : sélectivité des engins, pêcheries pluriengins, possibilités et nécessité pour les mêmes flottilles d'accéder à des stocks différents pour boucler leurs calendriers de pêche ;
- interactions entre usages différents des mêmes écosystèmes : pêche, aquaculture, pollutions, tourisme, ...

La réduction des externalités résultant de ces relations passe par l'ajustement des compétences des institutions aux dimensions inférieures des variables sous-jacentes que l'on cherche à réguler. Droits de propriété individuels et compétences des structures collectives sont deux éléments complémentaires et indissociables des institutions nécessaires à l'aménagement des ressources renouvelables communes. Même si, comme on l'a vu, l'allocation de droits quantitatifs individuels est de nature à réduire la compétition pour l'accès aux ressources, leur adoption ne résoud qu'une partie du problème : les ressources et leur environnement ne peuvent être que partiellement partagés ; une gestion reste utile à des niveaux supérieurs aux opérations individuelles de production.

Le niveau le plus critique est celui de la pêcherie unitaire ou du bassin conchylicole, définis comme *l'ensemble primaire de ressources (populations ou espèces), de moyens de production et d'exploitants*, suffisamment homogène et autonome pour pouvoir être effectivement économiquement aménagé de façon décentralisée. La délimitation de ces unités primaires sera essentiellement pragmatique. La maille adoptée représentera un compromis entre la divisibilité des ressources et les capacités d'aménagement. Les critères de délimitation seront l'optimisation de l'homogénéité interne et la minimisation des relations biologiques et halieutiques entre unités primaires contiguës. L'adoption de ces critères sous-entend que les limites choisies pour les sous-ensembles ressources, flottilles, ainsi que celles retenues pour les structures et mécanismes de décision en matière d'aménagement comme d'aide aux investissements, coïncident. C'est en effet au niveau de ces unités primaires que devraient se faire les évaluations de stocks comme les analyses d'optimisation économique et sociale, et que devraient se prendre les décisions relatives aux niveaux globaux d'exploitation et d'investissement, ainsi que les réglementations spécifiques de conservation des ressources (maillages, zones et saisons de défens, gestion zoo-sanitaire des bassins conchylicoles, ...).

L'aménagement distinct d'unités primaires ainsi définies n'implique pas nécessairement la ségrégation des flottilles. Les mêmes bateaux peuvent obtenir des permis saisonniers dans plusieurs unités primaires d'aménagement. Mais leurs opérations seront globalement optimisées par ensembles distincts. Une telle disposition n'implique pas non plus que toutes les ressources d'une ZEE doivent être ventilées entre de telles unités primaires. Les premières initiatives pourront porter sur les pêcheries ou les bassins conchylicoles d'importance économique majeure, dont

l'aménagement paraît à la fois plus intéressant et plus facile. Leur liste sera allongée à mesure, qu'avec l'expérience, le système deviendra plus performant. Ces unités ne seront pas délimitées principalement sur une base géographique, mais par rapport aux espèces, engins et flottilles compris dans l'ensemble que l'on a convenu de gérer de façon autonome.

Ce premier niveau ne couvrira qu'une partie des externalités en jeu. Des interactions écologiques biologiques et halieutiques importantes subsisteront entre unités primaires d'aménagement (pêcheries séquentielles notamment). Des stocks ne seront pas couverts par ces ensembles. La maille de ces dernières demandera à être aussi révisée à mesure que s'améliorera le pouvoir discriminant du système. Des usages antagonistes s'opposeront, particulièrement au niveau des écosystèmes littoraux. La surveillance devra se faire sur des secteurs géographiques plus vastes. Le réseau primaire précédent devra donc être complété par un *réseau secondaire* à maille plus lâche, défini sur des critères de compétence géographique, administrative et politique. Les externalités prises en compte par les deux réseaux étant différentes, une unité primaire d'aménagement pourra éventuellement chevaucher deux secteurs géographiques secondaires. Troadec (1988b) donne un exemple d'application de ces concepts au niveau d'une ZEE.

Ainsi l'analyse de la divisibilité des pêcheries et des cultures marines conduit à distinguer, pratiquement, trois niveaux successifs de gestion et d'aménagement : 1) une gestion, par les entreprises, des opérations de pêche et d'aquaculture ; 2) un aménagement biologique, économique et social d'ensembles primaires de production ; et 3) une administration et une surveillance de secteurs géographiques secondaires plus vastes.

- modes d'allocation des droits d'usage

La prise en charge de la fonction d'aménagement par les administrations nationales consécutivement à l'extension des juridictions nationales supposait implicitement que celles-ci soient en mesure de prendre les décisions requises par la régulation de l'accès, c'est-à-dire d'allocation explicite de droits quantitatifs d'usage (chapitre 1). Tant qu'il existe des ressources sous-exploitées, ou que la réduction de l'activité des flottes étrangères offre des possibilités d'expansion pour les flottes nationales, ce *mode hiérarchique* d'allocation peut fonctionner. Les décisions peuvent être prises par référence à des critères explicites : formation technique et expérience professionnelle, appartenance socio-professionnelle, importance des intrants nationaux dans les armements, taille des entreprises, promotion de groupes défavorisés, soutien de l'emploi en zones rurales. Pour l'examen des dossiers, l'administration peut s'appuyer sur l'avis de commissions auxquelles les professionnels sont appelés à participer. Mais les décisions finales ressortent en principe de son seul pouvoir discrétionnaire. La

composition et le mandat de ces structures d'aménagement reflètent normalement ce mode consultatif de collaboration et le processus hiérarchique de décision.

Ce système montre ses limites lorsque, la ressource étant devenue contraignante, la question qui se pose n'est plus d'allouer des autorisations ou des aides à l'investissement, mais de bloquer, voire de réduire, les capacités de capture. Portant sur une activité économique, l'aménagement, pour être effectif, doit alors considérer explicitement les facteurs économiques et sociaux à l'origine de la dynamique de surpêche et les implications, sur la distribution des richesses, des décisions d'allocation (chapitre 15).

L'administration pourra envisager de fonder ses décisions sur des analyses des termes économiques et sociaux de l'optimisation des pêcheries. Les méthodes nécessaires sont disponibles (chapitres 13 et 18). Leur application demande toutefois que des unités d'aménagement soient au préalable explicitement définies (chapitres 1 et 17). Malheureusement, le recueil systématique des données nécessaires aux évaluations de ce genre a de bonnes chances de se heurter à de sérieuses difficultés. Pour des raisons de secret sur la concurrence des entreprises, la collecte de statistiques fiables sur les coûts de production risque de se révéler encore plus difficile que celui des données biologiques. Ce travail demandera des moyens appréciables, qui pourront par la suite manquer pour l'accomplissement de tâches d'administration et de recherche que seul le secteur public peut assurer.

Par ailleurs, la démonstration de la "justesse" des décisions ne suffit pas nécessairement pour les rendre acceptables. Une réduction de l'effort confèrera une valeur parfois considérable aux droits d'usage. Sur quels critères ces droits seront-ils accordés ou refusés ? Si l'administration se fonde sur ses propres critères, il se trouvera toujours quelqu'un pour s'estimer lésé si les redevances éventuellement appliquées sont inférieures à la valeur des droits. S'il se base sur des analyses objectives pour déterminer les prix, l'ajustement courant de l'offre et de la demande restera difficile : gardant nécessairement un caractère partiellement discrétionnaire, les décisions finales d'allocation seront contestées ; le processus ne comportant pas d'accords de gré à gré entre exploitants et administration, la régulation fine restera difficile compte tenu notamment de l'instabilité des pêcheries.

Face à la valeur que les ressources prennent en devenant rares, les administrations nationales se trouvent confrontées à une tâche de plus en plus difficile, si l'efficacité et le dynamisme économiques du secteur sont recherchés. Ces difficultés rappellent celles auxquelles s'est trouvée confrontée la féodalité lorsque la terre est devenue rare. Plus la réduction de l'effort de pêche envisagée sera élevée, plus le sera l'augmentation de la rente potentielle, c'est-à-dire les conséquences pour le pêcheur de son maintien ou de son départ d'une pêcherie. L'effet, sur la commande de nouveaux

bateaux, de rumeurs relatives à un blocage éventuel de l'effort illustre bien le jeu des forces sous-jacentes. Dans la mesure où le système n'offre pas de compensations et ne comprend pas de mécanismes fonctionnels d'allocation de ressources rares, ni ne dispose de la capacité à prévenir effectivement de nouvelles entrées, les décisions sont vouées à être d'autant plus difficiles à prendre que l'effort est excessif, et d'autant plus contestées qu'elles visent à assainir effectivement une pêcherie en état de surinvestissement. A l'inverse, elles le seront d'autant moins que le *statu quo* n'est pas remis en cause. Dans ces conditions, les aides satisferont profession et administration, même si elles contribuent à maintenir le secteur dans un état précaire. La situation actuelle illustre l'effet pervers des carences des mécanismes d'allocation des ressources.

Les présupposés sur la capacité de gestion économique et sociale par les autorités administratives sont encore moins bien établis dans le cas des pêcheries artisanales, notamment dans les pays en développement (voir par exemple Kurien 1968), dans la mesure où les mécanismes sociaux qui régissent toujours en partie le fonctionnement interne du secteur "informel" échappent encore davantage aux interventions publiques. De fait, les administrations qui ont pris et effectivement appliqué des décisions explicites de partage des ressources entre secteurs artisanal et industriel restent l'exception (chapitre 18). Dans la majorité des cas, l'Administration doit limiter son action à la prévention, difficile, de l'apparition de conflits ouverts et de la surexploitation excessive des stocks. Les insuffisances du système se manifestent par le recours récurrent au *processus politique de décision* et aux aides pour la résolution d'oppositions qui se règlent de gré à gré dans les autres secteurs économiques. Le recours récurrent à ce type de processus ne peut constituer une solution qui satisfasse les besoins de l'optimisation économique et sociale du secteur.

Les difficultés que rencontre l'Administration n'impliquent pas qu'elle doive se désintéresser de l'aménagement de l'exploitation des ressources halieutiques. L'intervention de la puissance publique reste indispensable pour :

- délimiter les pêcheries unitaires et les bassins conchylicoles susceptibles d'un aménagement autonome et, éventuellement, décréter les partages de ressources entre pêcheries séquentielles ;

- allouer éventuellement, de façon discrétionnaire, des ressources délimitées, à des groupes socio-professionnels afin de réaliser certains objectifs économiques et/ou sociaux : ce pourra être le cas de pays en développement qui décideraient d'allouer exclusivement des ressources littorales à des collectivités de pêcheurs artisans (chapitre 18) ;

- suivre les performances des structures d'aménagement collectif et intervenir pour parfaire les mécanismes et les procédures qui les régissent ;

- administrer les interactions entre ces ensembles d'aménagement autonomes et les questions de cohabitation entre usages de ressources ne faisant pas l'objet d'un aménagement spécifique ;

- traiter au niveau international les questions d'aménagement des stocks partagés ou s'étendant au-delà des ZEE (chapitre 20) ;

- garantir la conservation des stocks halieutiques et de leur environnement sur l'ensemble de la ZEE et, notamment, en cas de fluctuations importantes, naturelles ou artificielles, des ressources.

Ces considérations conduisent à distinguer une propriété publique des ressources halieutiques naturelles et de leur environnement, et des droits d'usage privés, quantitatifs et temporaires. Une telle distinction fournirait une base objective de négociation dans les rapports entre exploitants et propriétaire, et assoierait la capacité de décision de l'Administration responsable.

Loin de constituer un don gratuit de la nature, les ressources halieutiques représentent un fond qui n'est valorisé que s'il est conservé et son exploitation effectivement gérée. Dans le cadre institutionnel actuel, les tâches de suivi, d'administration et de surveillance des pêcheries coûtent fort cher. Leur coût réel devrait être pris en compte pour l'optimisation économique des pêcheries, puisque celui-ci entre dans la détermination de la rentabilité de la pêche et de l'efficacité de sa régulation. Leur non prise en compte constitue un autre facteur de surpêche biologique et économique. Même si la rente ne peut être prélevée qu'en partie, les recettes correspondantes devraient couvrir le coût des tâches que l'Etat assure pour la conservation des ressources et la gestion économique courante du secteur. Le principe du financement par la rente des coûts publics d'aménagement fournirait des critères objectifs pour déterminer l'effort de suivi et de régulation que justifient chaque stock et chaque pêcherie. Sans imputation de la sorte, le coût unitaire de l'aménagement est destiné à toujours excéder les gains marginaux correspondants.

Finalement, une distinction entre propriété d'Etat et usagers privés répondrait à l'objection selon laquelle la rente provenant des ressources naturelles d'un pays ne devrait pas servir de valeur refuge à des investissements privés, mais contribuer au progrès économique du pays. Si l'analyste n'a pas compétence à juger des questions de distribution des richesses, c'est cependant un point qui demande à être explicité dans les politiques nationales de pêche, notamment dans les pays en développement disposant d'abondantes ressources halieutiques.

Théoriquement, le recours aux *mécanismes économiques* peut réduire substantiellement plusieurs difficultés précédentes. La propriété, le marché et les prix

remplissent, on l'a vu, une fonction allocative (réalisation de l'efficacité économique par la détermination de la valeur relative des ressources rares entrant dans la production des biens et des services), en même temps qu'une fonction distributive des richesses créées dans les processus de production (Rawls 1987). Si l'on pouvait fonder l'échange de droits individuels d'usage quantitatifs sur la valeur de la rente, la compétition pour l'accès aux ressources serait réduite. La mobilité de la main-d'oeuvre et du capital par rapport à la ressource en serait améliorée. Par exemple, la réduction des surcapacités pourrait être facilitée par la possibilité de revendre les droits d'usage, ou par le rachat des bateaux sur un fond alimenté par le paiement de redevances annuelles. Les décisions d'entrée et de sortie se négocieraient de gré à gré, sur une base monétaire, entre pêcheurs et commissions d'aménagement des pêcheries unitaires ou des bassins conchylicoles. Etant donné les difficultés pour une administration publique d'assurer la gestion économique du secteur, ces commissions pourraient en être chargées (chapitre 15). Les pêcheurs, ou leurs représentants élus, y participeraient directement avec l'Administration. Ces commissions seraient chargées du suivi biologique, économique et social des pêcheries et des bassins conchylicoles. Elles collecteraient l'information et assureraient les analyses récurrentes nécessaires à la fixation par elles du taux d'exploitation. Elles auraient le choix du mécanisme et des modalités d'allocation des droits d'usage. Parce que les pêcheurs pourraient être directement intéressés à l'optimisation économique de leurs pêcheries, l'application des réglementations devrait en être qualitativement facilitée.

Par suite de certaines particularités des ressources, à savoir leur indivisibilité partielle et leur variabilité, l'application d'une telle stratégie ne pourra jamais être parfaite. Des imperfections demeureront qui se traduiront par des performances sous-optimales par rapport aux conclusions des analyses.

La variabilité naturelle des ressources et d'autres sources de variation affecteront toujours négativement la valeur réelle de la rente. Comme la validité des droits d'usage devra être pluriannuelle pour donner aux usagers les garanties nécessaires aux investissements et les intéresser à la conservation des ressources, une incertitude plus ou moins grande demeurera, au moment de l'acquisition des droits, sur la valeur qu'ils auront effectivement pendant la durée de leur validité. Plus l'écart sera important, moins les mécanismes de marché ajusteront parfaitement l'emploi et l'investissement à la productivité des ressources. L'intervention publique restera nécessaire, en cas notamment de déclin imprévu de la production. Mais, ce n'est pas une particularité propre à la pêche : à des degrés divers, tous les secteurs économiques sont affectés par l'instabilité et l'incertitude inhérentes à leur activité.

Pour mettre en pratique de tels mécanismes, de nouvelles structures sont nécessaires. Le mandat des structures primaires d'aménagement serait, d'une part, de fixer sur la base des critères biologiques, économiques et sociologiques pertinents, le taux d'exploitation et, d'autre part, de choisir le mécanisme d'allocation, de transfert et

de retrait des droits d'usage. On ne peut, en effet, concevoir comment la tendance au surinvestissement et à la surexploitation pourra être contrecarrée sans la participation à ce genre de décisions de ceux qui mobilisent effectivement l'emploi et le capital. Ainsi, la participation de la profession ne serait plus consultative, mais ferait l'objet de négociations avec l'Administration sur la base de la valeur d'échange des ressources, c'est-à-dire de la rente halieutique. L'aménagement deviendrait *collectif et concerté* (chapitre 15).

Le recours aux mécanismes de marché pour l'allocation des droits d'usage, suppose des rapports économiques et des codes sociaux qui ne correspondent, ni à l'organisation interne, ni à la rationalité du comportement des *communautés coutumières* (voir par ex. Cordel 1986). Malinovski (1926, cité par Mc Cay and Acheson 1987) décrit l'organisation de ces sociétés comme "un système défini de division des fonctions et un cadre rigide d'obligations mutuelles, dans lesquels un sens du devoir et la reconnaissance de la nécessité de coopérer co-existe avec la réalisation des intérêts particuliers, des privilèges ou des avantages. C'est pourquoi la propriété ne peut pas plus y être définie par référence au communisme qu'à l'individualisme, ou au système des sociétés par actions, ou à celui des entreprises privées. C'est la somme des devoirs, des privilèges et des solidarités qui lient collectivement les usagers à l'objet ainsi qu'entre eux". L'accès aux ressources et le partage des produits découlent de l'appartenance au groupe et du rôle qu'y jouent ses membres, conformément à leur caste, leurs liens de parenté, leur sexe ou leur âge.

Aujourd'hui, diverses communautés activement engagées dans la pêche fonctionnent encore en partie selon de tels mécanismes sociaux. Si les communautés de pêcheurs artisans vendent leurs produits et achètent leurs moyens de production, leurs rapports internes restent encore plus ou moins fortement influencés par leurs coutumes. Même dans les pays techniquement avancés, les systèmes de rémunération à la part, ou de crédit et d'assurances internes aux armements, reflètent des liens entre capital et travail, et des formes de garantie mutuelle internes particulières. Celles-ci se sont maintenues en partie en raison du risque et de l'incertitude propres au métier (Platteau, en préparation). Dans ce contexte, l'attribution de droits territoriaux collectifs pour une durée indéfinie a été préconisée (chapitre 18), de tels droits étant *a priori* considérés comme de nature à réduire les conflits entre pêche artisanale côtière et pêche industrielle hauturière, à faciliter la cohabitation entre collectivités contiguës, comme l'autorégulation au sein de chacune.

La première condition du fonctionnement de telles dispositions est la reconnaissance formelle de droits territoriaux collectifs. En outre, des structures et des règles capables d'assurer le fonctionnement interne des collectivités, les relations entre celles qui exploitent les mêmes ressources et leurs liaisons avec l'Administration, cela selon des modalités qui concilient les rationalités des systèmes coutumiers et les dispositions légales en vigueur dans le pays, restent à concevoir.

Les solutions ne sont pas évidentes. Frappés par la qualité des réponses que les systèmes coutumiers apportaient autrefois aux différents problèmes d'aménagement, certains ont pensé qu'ils étaient susceptibles de fournir une réponse aux carences des systèmes actuels. N'est-il pas vrai que, dans les premiers, "les motivations d'intérêt personnel qui conduisent à l'épuisement des ressources naturelles sont réduites par les règles du partage" (Ciriacy-Wantrup and Bishop 1975). Malheureusement, la compatibilité de ces systèmes et des règles de fonctionnement et d'organisation qui caractérisent l'économie de marché paraît une gageure. Le fonctionnement des sociétés coutumières suppose l'autonomie, l'autarcie et une accumulation faible ou nulle au sein des communautés. Or, ces collectivités sont aujourd'hui exposées aux effets socialement destructurants de l'accumulation et de la diffusion de l'économie d'échange, ainsi qu'à ceux de l'évolution de leurs propres valeurs. "La pénétration du capitalisme dans les campagnes des pays du Tiers Monde, l'expansion de nouvelles formes d'éducation et les possibilités de migration, tous ces facteurs contribuent à rendre les individus de plus en plus libres et indépendants, ce qui a pour effet de miner l'univers social traditionnel fondé sur des relations fortement personnalisées de dépendance mutuelle" (Platteau, à paraître).

Ces difficultés ne rendent pas la question moins critique. Compte tenu de l'effectif de la population mondiale de pêcheurs artisans (chapitre 1), trouver des formes de transition qui minimisent les dislocations sociales et facilite éventuellement leur évolution est une tâche prioritaire. Cet impératif conduit à considérer la question des institutions sous un autre angle. Dans les pays en développement, jugées sur leur efficacité économique et leur fonctionnement interne, les performances des coopératives paysannes sont souvent considérées comme peu satisfaisantes (Platteau, à paraître). Mais sont-ce les seuls critères pertinents ? Les coopératives ne peuvent-elles pas faciliter aussi le passage d'un monde "informel" à un univers familiarisé avec l'échange marchand. Si c'était le cas, les critères d'évaluation des coopératives paysannes seraient à réviser et leur contribution potentielle à la transition des institutions à prendre en compte. Le rôle que les rapports sociaux internes des communautés coutumières peuvent jouer dans l'aménagement des pêches contemporaines restent imparfaitement compris et les connaissances disponibles encore mal utilisées dans les politiques de développement appliquées à la pêche artisanale dans les pays du Tiers Monde. C'est là un thème de recherche d'une portée économique et sociale considérable.

3.2.3. Le concept des ressources communes réexaminé

Ainsi, trois ensembles de facteurs se conjuguent pour créer et maintenir des formes communes d'exploitation :

- l'indivisibilité propre des ressources ; les techniques d'exploitation disponibles jouent également, mais les secondes ne sont pas aussi incontournables que les premières ; l'indivisibilité des ressources n'est cependant pas la cause exclusive de l'exploitation collective ; des contre-exemples se rencontrent en foresterie et même en agriculture ;

- la valeur des ressources : tant qu'un certain niveau de développement technique et économique n'est pas atteint, les ressources n'ont pas une valeur suffisante pour que des institutions soient nécessaires pour régir leur usage et leur allocation (Ciriacy-Wantrup and Bishop 1975) ; la valeur de la rente doit couvrir le coût de la propriété ; la valeur est à la fois facteur et condition de l'appropriation ;

- les "systèmes sociaux qui régissent les règles de décision nécessaires pour répondre et ajuster, au cours du temps, les demandes conflictuelles de groupes d'intérêts distincts au sein d'une société" (Ciriacy-Wantrup and Bishop 1975).

Ces trois ensembles de facteurs ont permis d'esquisser les trois modes, coutumier, hiérarchique et économique, d'allocation des ressources les plus couramment rencontrés. Dans la réalité, leur distinction n'est jamais tranchée. Mais cette schématisation a le mérite de révéler l'incompatibilité partielle des mécanismes institutionnels et de leurs fondements sociaux, et d'explicitier la nature des exploitations communes de ressources renouvelables (Knetsch 1983, Oakerson 1986, Ostrom 1986).

Au cours de ce siècle, et plus particulièrement depuis la Seconde Guerre mondiale, l'expansion géographique des formes industrielles de pêche au niveau global comme national, la pénétration de l'économie de marché et la diffusion des innovations techniques dans les sociétés précapitalistes, se sont déroulées à des vitesses souvent incompatibles avec la capacité d'évolution des institutions. Cette accélération de l'histoire a des conséquences plus marquées dans les pays en développement où le télescopage des systèmes sociaux et des modes d'aménagement qui leur sont associés conduit couramment à des dysfonctionnements graves. Kassibo (1987) décrit, par exemple, l'évolution de la pêche dans le delta intérieur du Niger (Mali) où la superposition des "régulations" successivement imposées aux modes coutumiers antérieurs par les royaumes musulmans et les administrations coloniales, puis postcoloniales, a conduit au désarroi des communautés concernées : "L'exploitation quasi-anarchique du territoire intradeltaïque par une population analphabète et désespérée pour laquelle, à l'heure actuelle, toute notion de gestion rationnelle n'a aucun sens".

L'importance des structures et des mécanismes sociaux dans le contrôle et la régulation de l'accès aux ressources renouvelables au sein des sociétés précapitalistes n'a pas toujours été bien appréciée des spécialistes de la pêche. La distinction entre les

systèmes de communaux et le régime de libre accès est pourtant critique dans l'analyse de l'origine et des remèdes de la surexploitation (Dasgupta 1982). Grâce aux mécanismes sociaux, les systèmes de communaux "étaient capables de ménager les ressources en assurant une production annuelle régulière" (Ciriacy-Wantrup and Bishop 1975). "Le comportement de compétition à l'origine de la surexploitation des ressources n'est pas une conséquence inhérente à la "tragédie des communaux". En réalité, cette dernière a pour origine la rationalité de la maximisation du profit, de l'intérêt individuel et de l'efficacité de production des sociétés capitalistes et industrielles" (Godelier 1972).

Comme la théorie de Malthus sur la surpopulation, la théorie de Hardin sur la surexploitation des ressources renouvelables néglige le fait que l'homme est un animal social, que ses sociétés manifestent des comportements en réaction à l'évolution des ressources auxquelles elles ont accès (Mc Cay and Acheson 1988) et que la logique d'un système, jugé irrationnel par rapport à celle d'un autre, est susceptible de justifier des rapports inéquitables dans la mesure où ils conduisent à la dépossession d'usagers antérieurs.

Le même caractère d'analyse "partielle" (chapitre 14) se retrouve dans certaines études sur les comportements individualistes, ou de cavalier seul ("free riding"), et leurs conséquences sur l'exploitation collective des ressources (Runge 1986). Ces travaux ignorent les comportements collectifs et les institutions sociales dont l'étude, ainsi que celle des insuffisances d'origine historique des solutions actuelles, comme de la régression de systèmes fonctionnels plus anciens, est autrement plus intéressante pour la compréhension et l'élaboration de solutions institutionnelles adaptées aux contextes contemporains. "L'origine des comportements de cavalier seul n'est pas la non-exclusivité, mais l'absence d'institutions pour le contrôle de la poursuite de la maximisation individuelle du profit" (Magrath 1989).

Les carences des systèmes actuels d'aménagement se manifestent par une incapacité à prendre, de façon courante et sur des bases qui reflètent la rareté relative des facteurs de production, les décisions explicites d'allocation devenues indispensables pour le bon état et la bonne marche du secteur. Dans les conditions actuelles, aucun des modes d'allocation préalablement esquissés ne peut fonctionner convenablement. Les droits collectifs exclusifs, devenus indispensables aux systèmes traditionnels consécutivement à la surexploitation des ressources côtières, n'ont été qu'exceptionnellement entérinés. N'intégrant pas les forces économiques apparues avec la rareté des ressources et confrontés à la pénétration de l'économie de marché, les modes coutumiers sont devenus largement inopérants. Pour les mêmes raisons, le mode hiérarchique sur lequel intervient en principe l'Administration l'est également. En l'absence de droits d'usage individuels, quantitatifs et monayables, et sans une participation directe de la profession à l'optimisation économique et sociale d'ensembles primaires d'aménagement, les mécanismes du marché ne peuvent réaliser

l'allocation des ressources sur une base qui reflète convenablement la rareté relative des facteurs primaires de production.

Pour réduire ces carences, certains ont imaginé de recourir à un système d'exploitation publique (Keen 1983). En situation d'exploitant unique, l'Etat serait théoriquement en mesure de réaliser l'efficacité économique. Des exemples d'application de ce concept peuvent être trouvés dans d'autres secteurs primaires. En France, par exemple, l'Office National des Forêts assure, localement, une fonction d'exploitant forestier. Il est peu probable toutefois que, dans la pêche, l'idée enthousiasme beaucoup la profession. Plus important, si le système devait être généralisé à l'ensemble du secteur, sa supériorité effective resterait à vérifier. L'Etat aurait à concevoir et à appliquer des procédures qui lui permettent d'établir la valeur relative des facteurs de production et de les mobiliser en fonction de leur rareté relative. Dans les productions animales et végétales, la supériorité de la méthode pour l'allocation efficace des ressources reste à établir.

Si le système d'allocation s'appuie sur des mécanismes économiques, les ressources peuvent rester potentiellement accessibles à tous les nationaux, même si leur usage est réservé à certains d'entre eux, pour des périodes et selon des modalités contractuellement convenues. Les ressources peuvent rester propriété de l'Etat. Par contre, en l'absence de mécanismes de compensation pour ceux qui seraient prêts à quitter la pêche, et à cause de la difficulté à prendre les décisions d'allocation des ressources selon un mode discrétionnaire, la gestion économique du secteur par les administrations nationales réduit le plus souvent la mobilité de l'emploi et du capital. Le frein à la mobilité professionnelle est encore plus grand dans les sociétés de droit coutumier. Paradoxalement, les ressources halieutiques ont toutes chances d'être moins "communes", lorsque l'accès à leur exploitation est régi selon les modes hiérarchique public, et coutumier.

Ainsi, une réforme des institutions aurait à considérer simultanément trois niveaux :

- l'allocation individuelle ou collective de droits d'usage quantitatifs et exclusifs ;
- la gestion économique, collective et concertée, d'ensembles primaires d'aménagement : pêcheries unitaires, bassins conchylicoles, ...
- l'administration hiérarchique, par la puissance publique, de secteurs géographiques plus vastes.

Des réformes de cette portée se décrètent rarement. Elles sont plus fréquemment le produit de crises consécutives à l'impasse dans laquelle s'enferment des

systèmes devenus globalement obsolètes. " Les désastres sont porteurs des réformes institutionnelles" (Rettig 1986). Il est d'autant plus important de s'y préparer que plusieurs éléments du problème restent encore mal compris.

La réflexion sur de nouveaux systèmes d'aménagement devrait notamment porter sur :

- la typologie des pêcheries, afin de déterminer les ensembles de production qu'il est possible et souhaitable d'aménager de façon autonome, et les externalités qui ne peuvent être réduites à leur niveau ; cette typologie devra être étendue aux groupes de pêcheurs dans les pêcheries où les liens entre ceux-ci et les ressources sont forts ;

- la nature, individuelle ou collective, des droits d'usage quantitatifs, compte tenu de l'importance de ces rapports et de l'organisation sociale des collectivités professionnelles ;

- les mécanismes d'allocation : droits individuels, temporaires et monayables, ou droits collectifs, gratuits et de durée indéterminée ;

- les structures et les règles de fonctionnement des unités primaires d'aménagement.

La définition de ces dernières ne sera pas aisée, car les dispositions devront concilier les incompatibilités partielles de la motivation individuelle pour la recherche du profit, de la gestion économique collective, et des rapports entre exploitants privés et puissance publique propriétaire et garante de la conservation des ressources. Ces contradictions ne sont pas sans rappeler celles que l'on rencontre dans l'organisation et le fonctionnement des coopératives agricoles (Platteau, à paraître).

L'intérêt d'une implication directe des pêcheurs dans l'optimisation économique et sociale des pêcheries n'est pas circonscrite aux pêcheries industrielles commerciales. Les capacités réelles d'action de l'administration étant encore plus limitées en ce qui concerne les pêcheries artisanales, "de nouvelles méthodes d'approche visant à responsabiliser les pêcheurs, doivent être trouvées et l'action de l'Etat s'estomper au fur et à mesure de la prise en charge par ces derniers de leur propre destin. C'est une perspective à long terme qui, si elle ne semble pas évidente à beaucoup, est la solution de l'avenir" (Kassibo 1987).

Le chapitre 15 et plusieurs publications récentes (Wade 1986, Pinkerton 1987, Hannesson 1988, Kurien 1988, Jentoff 1989, ...) soulignent et analysent l'intérêt des formes d'aménagement concerté. Ils dressent le bilan des expériences passées. Ce dernier corrobore les conclusions des analyses théoriques. Toutefois, l'analyse de

différents aspects demande à être approfondie. Le problème devrait se révéler plus simple pour les pêcheries industrielles commerciales, dans la mesure où, à l'exception de l'allocation de droits d'usage, elles fonctionnent déjà selon les mécanismes du marché. Les initiatives prises en ce sens par quelques pays (chapitre 15) confirment ce point de vue.

Le problème est plus complexe en ce qui concerne les pêches artisanales dans la mesure où leur structure et leurs rapports internes sont encore fortement imprégnés par des liens sociaux et des codes coutumiers. Il est difficile, en effet, d'imaginer de mettre en place des droits territoriaux, sans comprendre comment se détermine l'appartenance au groupe, comment ce dernier peut contribuer à limiter le taux d'exploitation, à répartir les sites de pêche entre ses membres, et à négocier avec les collectivités voisines les mesures collectives nécessaires, ainsi que les formes que pourraient prendre les dispositions légales pour concilier les codes coutumiers et les législations nationales en vigueur. Les solutions apportées conditionneront la viabilité de tels modes de régulation. Un premier travail pourrait porter sur l'analyse des raisons des réussites ou des échecs des expériences récentes d'aménagement concerté (Kearney 1984).

La mise en place de commissions d'aménagement, responsables d'une partie du travail récurrent d'évaluation et de suivi des pêcheries permettrait de dégager des capacités de recherche pour des investigations porteuses de progrès. Cette éventualité n'implique pas que ces structures ne continuent pas de recevoir un appui technique de la part de la recherche publique, ni qu'elles soient totalement libres de leur gestion. La distinction d'une propriété publique et d'une gestion collective privée des ressources réserverait à l'État toute faculté d'intervention au cas où une commission d'aménagement ne répondrait pas de façon satisfaisante à son mandat, ou lorsque l'expérience montrerait que ce dernier gagnerait à être amendé. Les analyses élaborées par ces structures déboucheraient sur la préparation de plans pluriannuels qui serviraient de base pour la négociation de contrats entre représentants des exploitants et puissance publique.

Une telle approche se démarque fondamentalement des pratiques classiques. Son adoption conduirait à passer d'un aménagement centralisé, hiérarchique et uniforme - réduit par son inadéquation au problème posé à la conservation des ressources et au maintien du *statu quo* - à une gestion économique, collective, concertée et spécifique d'ensembles de production, dont la conservation des ressources serait une condition que les exploitants auraient directement intérêt à satisfaire.

4. Conclusion

Pour certains, le progrès économique dépendrait essentiellement de l'application d'une démarche réductionniste à l'exploitation des ressources naturelles et à la valorisation des matières premières. C'est, en effet, grâce aux innovations techniques que l'agriculture et l'industrie ont intensifié et diversifié les usages des ressources naturelles ; ce que Braudel (1979) a appelé "la vie matérielle". Simultanément, les mécanismes du marché, basés sur l'initiative individuelle et l'échange horizontal entre agents autonomes, contribuent à la création de richesses en facilitant l'utilisation des facteurs de production proportionnellement à leur rareté relative.

L'exemple des pêches et des cultures marines montre que le progrès économique ne peut se réduire à cette seule stratégie. Il dépend aussi de la maîtrise, collective, mais pas nécessairement publique, d'externalités de dimensions différentes, dont le poids dépend de la nature des ressources, des modes techniques de production, de l'intensité de l'exploitation, et de l'organisation des sociétés.

Dans la pêche et les cultures marines, l'homme ne peut tirer convenablement profit du vivant s'il n'est pas en mesure d'agir aux niveaux successifs de l'organisation de celui-ci : populations, communautés et écosystèmes. La structure des stocks halieutiques et la nature finie de la production des ressources sauvages font que les conditions requises pour le bon fonctionnement de l'économie de marché ne sont qu'imparfaitement réunies dans l'exploitation et l'utilisation des écosystèmes naturels. Les stocks halieutiques, ou la production planctonique consommée par un cheptel ostréicole, ne sont pas reproductibles artificiellement à des taux qui puissent répondre à l'augmentation de la demande. En second lieu, mises à part les espèces sessiles et sédentaires, ils ne sont pas divisibles en parts discrètes, attribuables exclusivement à des exploitants individuels. Il en résulte l'apparition, d'une part, de rentes halieutiques, distinctes du profit de l'entrepreneur, et, d'autre part, d'externalités, qui affectent négativement le profit des co-usagers au point d'annihiler les gains d'efficacité escomptables des innovations techniques, et des coûts sociaux qui s'expriment au niveau du coût et des carences de l'aménagement.

Ce constat ne signifie pas qu'avec la pleine exploitation des ressources, le secteur ait épuisé ses possibilités de progrès, mais seulement que les gains escomptables ne se présentent plus en termes d'accroissement physique de la production, mais de diminution des coûts économiques et *sociaux*. Les potentialités sont considérables, en termes de réduction des litiges, de réalisation de rentes économiques, de meilleure conservation des écosystèmes halieutiques, comme de baisse du coût d'un aménagement dont les performances, mais non le coût, stagnent.

En pratique, la réalisation de ces bénéfices nets dépend, en priorité, de la capacité à contrôler l'accès au sein de pêcheries unitaires ou de bassins conchylicoles explicitement délimités. Du fait du rôle privilégié que jouent les populations dans l'organisation de la vie aquatique, l'indivisibilité des ressources halieutiques n'est que relative.

Les connaissances sur les ressources n'ont jamais été aussi avancées et les modèles d'évaluation des ressources et des pêcheries aussi raffinés. Mais le résultat des analyses reste largement inutilisé et est voué à le rester, tant que les institutions nécessaires à la régulation de l'accès ne seront pas en place. Pour la même raison, les aides portant sur les facteurs de production, les projets d'assistance à la pêche artisanale dans les pays du Tiers Monde, ou les gains d'efficacité des innovations techniques, ne peuvent se traduire en améliorations des revenus des pêcheurs ou des performances des entreprises. Le progrès n'est pas non plus à attendre d'un renforcement de la surveillance : le laxisme dans l'application des règlements reflète les limites du système, et non un manque de rigueur, ou une insuffisance dans les équipements de contrôle.

Les carences des pratiques actuelles tiennent au fait qu'elles négligent les forces à l'origine des dérèglements qu'elles sont supposées prévenir, à savoir l'apparition d'un surprofit avec la rareté de la ressource et son augmentation régulière avec la montée de la demande. Cette poussée est destinée à durer. L'alternative n'est pas entre le *statu quo* et une perspective d'amélioration affectée d'un coût et d'une incertitude indéterminés. Elle se pose entre cette dernière perspective et celle d'une dégradation continue du secteur. L'écart qui continuera de se creuser entre la demande et l'offre se traduira par une tendance à l'intensification de l'exploitation, à la baisse de la qualité des captures (espèces et tailles), à la variabilité accrue des stocks, à des manques à gagner croissants, ainsi que par un suivi des ressources toujours plus compliqué et plus cher, une application des réglementations plus illusoire et un durcissement régulier des conflits. Dans les mêmes conditions d'accès libre et gratuit, il n'existe aucune raison pour que l'aménagement national se révèle, ni plus facile, ni plus efficace, que l'aménagement international.

La stratégie proposée pour infléchir le cours de cet enchaînement pervers n'a rien d'original. La liberté d'accès correspond à des conditions historiques et géographiques particulières dont la pêche est aujourd'hui sortie. Le principe d'accès libre et gratuit ne régnait pas au sein de toutes les communautés coutumières de pêcheurs littoraux. Par contre, son imposition de l'extérieur a causé à ces dernières des préjudices graves, en raison de leur accessibilité moindre au capital et aux innovations. Il a perdu sa raison d'être dans la pêche hauturière avec la pleine mise en valeur du potentiel halieutique mondial. Ces éléments et la responsabilité des administrations nationales pour la conception d'institutions adaptées aux nouvelles conditions commencent à être plus communément perçues. Certains pays ont déjà pris des

initiatives originales en ce sens (chapitre 15), tandis que l'on observe un peu partout des expériences allant vers une plus grande participation de la profession à la régulation des pêcheries (Wade 1986, Hannesson 1988, Kurien 1988, Jentoff 1989).

Les conséquences de la mutation des pêches mondiales ne se cantonnent pas à l'exploitation et à l'aménagement. Elles bouleversent nécessairement les priorités de la recherche d'appui. Pendant la phase d'expansion, la recherche a élucidé les effets directs de l'intensification de la pêche sur la phase exploitée. Aujourd'hui, l'écologie halieutique est confrontée à deux nouvelles énigmes interdépendantes : les stratégies démographiques des populations exploitées et leur couplage avec l'environnement abiotique et biotique. L'intérêt de ces recherches ne se justifie pas par la faculté de prévoir les recrutements annuels successifs. Dans une perspective de sédentarisation progressive de la pêche, une telle possibilité présente un intérêt pratique mineur. Par contre, le progrès des connaissances sur les stratégies de reproduction des populations est intéressant pour améliorer les stratégies d'exploitation des stocks instables sur la durée d'amortissement des navires. Même une réponse négative à la perspective de réduire, par une gestion du stock parental, la probabilité d'une baisse chronique du recrutement ou d'augmenter celle de reconstitution de stocks affaiblis, revêtirait un grand intérêt pratique : elle permettrait de ne plus préconiser des limitations coûteuses pour le secteur, sur la seule considération du risque encouru et de l'incertitude engendrée par la méconnaissance même des mécanismes en jeu.

Surtout, de ces études dépendent à la fois la capacité de dépasser la seule production des stocks sauvages dans la mise en valeur des écosystèmes marins, et celle de gérer des ressources qui ne sont plus soumises, de la part de l'homme, à la seule pression halieutique. Ce sont là deux enjeux majeurs nouveaux pour la mise en valeur et la conservation des ressources marines.

On peut classer schématiquement les systèmes de production aquacole en trois ensembles :

- les systèmes extensifs, où l'intervention de l'homme se limite au forçage du recrutement et à la capture ultérieure du cheptel (chapitres 7, 8 et 9) ;
- les systèmes semi-intensifs, où les mêmes cheptels dépendent pour leur alimentation, à la fois de la productivité naturelle et d'une intervention humaine pour la stimulation éventuelle de cette dernière et l'apport complémentaire d'aliments artificiels (chapitre 10) ;
- les systèmes intensifs, où toute la nourriture est fournie.

Les systèmes intermédiaires prédominent dans l'aquaculture continentale : l'extension limitée des masses d'eau y facilite la gestion simultanée du cheptel et du milieu (chapitre 10). En mer, comme dans les grandes masses d'eau continentales, le mode extensif prédomine : en diluant les effets des interventions humaines, la fluidité et l'étendue des systèmes réduisent les possibilités des modes semi-intensifs. Parallèlement à la diversification des populations dont on peut espérer forcer le recrutement, l'intensification aquacole doit, en mer, sauter les formes intermédiaires et passer directement aux modes plus contrôlés où, comme dans l'agriculture hors-sol, le milieu sert essentiellement de support physique.

Dans ces conditions, les formes intensives représentent en mer et dans les lacs et mers intérieures, une voie autonome plutôt qu'une solution de rechange pour la valorisation de la productivité naturelle des écosystèmes aquatiques.

Jusqu'ici, la pêche a surtout bénéficié de l'apport des sciences naturelles pour la prospection et l'évaluation des ressources, et des techniques de l'ingénieur pour la capture, la conservation et la valorisation des produits. Aujourd'hui, la priorité s'est déplacée au profit des sciences de l'homme. L'économie politique, la sociologie et l'histoire, les sciences politiques ont à collaborer avec la profession et l'administration à l'analyse des structures et des mécanismes nécessaires à la régulation de l'accès pour l'utilisation efficace et soutenue des écosystèmes halieutiques.

Mais la démonstration de l'intérêt d'une réforme n'est pas suffisante pour en déclencher la réalisation. Même si leur marge de manoeuvre diffère en la matière, ni la profession, ni l'administration, ni la recherche ne disposent seules des facultés nécessaires. Si la profession est directement intéressée par des réformes institutionnelles, l'incertitude relative à leurs conséquences sur le partage des ressources peut faire hésiter plusieurs de ses familles. Les réformes demandent le concours de l'administration. Mais, sans l'assentiment du politique, cette dernière n'a guère de possibilité d'entreprendre l'analyse, la conception et la rédaction de nouveaux projets de loi. Pourtant le secteur public a une responsabilité directe dans la préparation des nouveaux projets institutionnels. Aujourd'hui, une action dans ce domaine est autrement plus prioritaire pour l'avenir des pêches et des cultures marines que les interventions au niveau des investissements et innovations techniques (chapitres 1 et 18). L'universalité des surinvestissements et de la surpêche montre que ce n'est pas au niveau des facteurs de production que le secteur public doit maintenant s'investir, mais dans la création de l'"environnement" indispensable au bon fonctionnement des entreprises, sur lequel ces dernières n'ont pas de prise.

Le problème n'est pas propre à la pêche ; il est commun à tous les écosystèmes naturels exploités ou soumis à des pressions d'origine anthropique (chapitre 19). La régulation de la pêche est, en fait, qualitativement plus simple que la conservation de

l'environnement. Même si l'exploitation des stocks halieutiques ou de la productivité planctonique d'un bassin conchylicole demande une gestion collective, la superposition au moins partielle des coûts et des gains au sein d'ensembles d'exploitation et l'unicité de l'usage permettent d'envisager de réduire une bonne partie des externalités. On peut dans ces conditions escompter pouvoir recourir aux mécanismes économiques pour faire converger motivation individuelle immédiate et intérêt collectif à long terme.

Le problème devient politiquement et institutionnellement plus ardu lorsque la coïncidence entre les gains et les pertes associés aux différents usages des écosystèmes disparaît. C'est le cas dans la plupart des problèmes de conservation de l'environnement (chapitre 12) où la *ségrégation* entre les impacts -et donc les bénéfices généralement privés- et les coûts -généralement *sociaux*- sera d'autant plus forte que la distribution géographique de l'écosystème sera étendue et les flux de circulation orientés. Du fait de l'extension et de l'indivisibilité de l'atmosphère et de la diversité des usages en jeu, le réchauffement global se situe à la limite supérieure de complexité des problèmes de conservation de l'environnement. Le recours mécanique aux mécanismes de marché évoqués pour la pêche n'est alors plus envisageable. Des systèmes de compensation doivent être imaginés (chapitres 14 et 20), par exemple entre pays pollueurs et pays affectés, ou entre pays techniquement avancés et pays en développement pour couvrir le surcoût pour ces derniers de techniques moins dommageables pour tous. Là où les mécanismes économiques se révèlent insuffisants, le recours au mode hiérarchique reste la seule option. *Au niveau international, ceci implique l'abandon de certaines prérogatives nationales, comme de comportements de "cavalier seul".*

Certains posent déjà la question de la viabilité économique des pêches commerciales marines face à la complexité institutionnelle de leur aménagement. L'histoire des pêches commerciales continentales montre qu'il ne s'agit pas là d'une fiction. Mais, si elles peuvent concevoir la disparition de ce mode de production, nos sociétés ne peuvent renoncer à conserver la qualité de l'environnement des zones littorales. Etant donné leur simplicité relative et l'abondance des données fournies par l'exploitation, les pêches et les cultures marines offrent un modèle à partir duquel une expérience d'une portée potentielle plus vaste pourrait être acquise et testée. A l'inverse, si nos sociétés échouaient dans cette tâche, il y aurait lieu de se préoccuper sérieusement de la capacité de l'humanité à conserver un univers de la qualité duquel dépendra toujours son existence, quelles que soient ses prouesses techniques.

REFERENCES

- Ackerfors, H., N. Johansson and B. Wahlberg - 'The Swedish compensatory programme for salmon in the Baltic . An action Plan with biological and economic considerations'. ICES Symposium on the Ecology and Management Aspects of Extensive Mariculture, Nantes (France), 20-23 June 1989. *ICES Rapp. P.-v.*, (in press).
- Braudel, F., 1976 - 'La dynamique du capitalisme'. Edit. Flammarion, coll. Champs, Paris.
- , -, 1979 - 'Civilisation matérielle, économie et capitalisme'. Edit. A. Colin. Paris.
- Brown, V., 1987 - 'Value and property in the history of economic thought : an analysis of the emergence of scarcity'. *Econ. et Soc.*, 7 (mars) : 85-112.
- Ciriacy-Wantrup, S.W. and R.C. Bishop, 1975 - 'Common property and natural resources policy'. *Nat. Res. Journ.*, 15, 4: 713-727.
- Cordel, J. (ed.), 1989 - 'A sea of small boats'. Cultural Survival Inc., Cambridge, MA, 418p.
- Dasgupta, P., 1982 - 'The control of resources'. Oxford, B. Baswell.
- Demsetz, H., 1967 - 'Toward a theory of property rights'. *Am. Econ. Ass. Pap. Proc.*, (May) : 253-257.
- Duby, C., 1962 - 'L'économie rurale et la vie des campagnes dans l'Occident médiéval'. Edit. Mouton, Paris.
- Fabra, P., 1988 - 'La Main invisible ou la Providence'. Le Monde, 22 mars, Paris.
- FAO, 1989 - 'Recent trends in Mediterranean fisheries'. XIXth Session of the General Fisheries Council for the Mediterranean, Livorno (Italy), 27 Feb. - 3 Mar. 1989, GFCM/RM/7/89/3.
- Gilly, B. et A. Maucorps, 1987 - 'Eléments pour l'aménagement des principales pêcheries de la République Islamique de Mauritanie et pour le développement de la recherche halieutique', *IFREMER, Doc. Trav. SDA*, 11: 174 p.
- Glantz, M.H., 1986 - 'Man, State and Fisheries. An Inquiry into some Societal Constraints that affect Fisheries Management'. *Ocean Dev. Inter. Law*, 17, 1-2-3.
- Godelier, M., 1966 - 'Rationalité et irrationalité en économie', Edit. Maspéro, Paris.
- Gouigou, J.-L., 1982 - 'La rente foncière. Les théories et leur évolution depuis 1650'. *Economica*, Paris : 954 p.
- Hannesson, R., 1988 - 'Fishermen's organizations and their role in fisheries management : Theoretical considerations and experiences from industrialized countries'. In 'Studies on the role of fishermen's organizations in fishery management'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 300: 1-27.
- Harache, Y., 1988 - 'Pacific salmon in Atlantic waters'. *Int. Counc. Explor. Sea*, CM88 : Mini 6.

- Heilbroner, R.L., 1980 - 'The Wordly Philosophers'. A Touchstone Book, Simon and Schuster, New York, 5th Ed. Publié également en français 'Les grands économistes,' Edit. Le Seuil, Coll. Points.
- Hjort, J., 1934 - 'The restrictive law of populations'. Huxley Memorial Lecture, Imperial College of Science and Technology, London : 46 p.
- Jentof, S., 1989 - 'Fisheries co-management. Delegating governmental responsibility to fishermen's organizations'. *Marine Policy*, (April).
- Kassibo, B., 1987 - 'La dynamique de la pêche dans le delta intérieur du fleuve Niger (Mali) de la période précoloniale à nos jours'. *Inst. Rech. langues cultures Asie Afrique*, Tokyo, Japon : 18 p (mimeo).
- Katz, R.W. and M.H. Glantz, 1977 - 'Rainfall Statistics, Droughts and Desertification in the Sahel'. In M.H. Glantz (ed.) - 'Desertification. Environmental Degradation in and around Arid Lands'. Boulder, CO ; Westview Press : chapt. 5.
- Kearney, J.F., 1984 - 'The transformation of the Bay of Fundy herring fisheries, 1976-1978 : An experiment in fishermen-Government co-management'. In C. Lamson and A.J. Hanson (eds.) - 'Atlantic Fisheries and Coastal Communities : Fisheries Decision-Making Cases Studies'. Dalhousie Ocean Studies Programme, Dalhousie Univ. Canada : 165-203 p.
- Keen, E.A., 1983 - 'Common property in fisheries : Is sole ownership an option ?' *Marine Policy* (July) : 197-211.
- Knetsch, J.L., 1983 - 'Property rights and compensation. Compulsory acquisition and other losses'. Butterworth and Co, Canada : 181 p.
- Kobayaski, T., 1980 - 'Salmon propagation in Japan'. In J.E. Thorpe (ed.) - 'Salmon ranching'. Acad. Press. : 91-107.
- Kurien, J. 1988 - 'The role of fishermen's organizations in fisheries management of developing countries (with particular reference to the Indo-Pacific region)'. In 'Studies on the role of fishermen's organizations in fishery management'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 300 : 29-48.
- Lane, F.C., 1973 - 'Venice. A Maritime Republic'. J. Hopkins Univ. Press. Publié également en français. 'Venise, une République Maritime'. Edit. Flammarion, Coll. Champs.
- Larkin, P.A., - 'Mariculture and Fisheries : Future Prospects and Partnerships'. ICES Symposium on the Ecology and Management Aspects of Extensive mariculture, Nantes (France), 20-23 jun 1989. *ICES Rapp. P.-v.*, in press.
- Lasker, R., 1988 - 'Food Chain and Fisheries : an assessment after 20 years'. In B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a theory on biological-physical interactions in the world ocean'. Kluwer Academic Publishers.
- Lockwood, S.J. and J.-P. Troadec (eds.) - 'Ecology and Management Aspects of Extensive Mariculture'. ICES Symposium on the Ecology and management Aspects of Extensive Mariculture, Nantes (France), 20-23 June 1989. *ICES Rapp. P.-v.*, in press.
- Mc Cay, B.J. and J.M. Ackeson, 1987 - 'Human ecology of the Commons'. In B.J. Mc Cay and J.M. Ackeson (eds.) - 'The question of the commons'. Tucson Univ., Arizona : 1-34.

- Mc Glade, J., 1989 - 'Integrated Fisheries Management : Understanding the limits to Exploitation'. *Trans. Am. Fish. Soc., Spec. Bull.*, in press.
- Magrath, W., 1989 - 'The challenge of the commons : the allocation of non exclusive resources'. The World Bank, Environment Department Working Paper, 14: 1-52.
- Mc Kenzie, W.C., 1983 - 'Introduction to the economics of fisheries management'. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 226: 31 p.
- Oakerson, R.J., 1986 - 'A model for the analysis of Common Property Problems'. *In Proc. Conference on Common Property Management. Board of Science and Technology for International Development. National Research Council. Washington, D.C., National Academy Press : 13-29.*
- Ostrom, E., 1986 - 'Issues of definition and theory : some conclusions and hypotheses'. *In Proc. Conference on Common Property Management. Board of Science and Technology for International Development'. National Research Council. Washington, D.C., National Academy Press : 599-615.*
- Peterman, R.M. - 'Density-dependent marine processes in Salmonids in the North Pacific Ocean : Lesson for experimental design of large-scale manipulations of fish stocks'. ICES Symposium on the Ecology and Management Aspects of Extensive Mariculture, Nantes (France), 20-23 June 1989. *ICES Rapp. P.-v.*, in press.
- Pinkerton, E., 1987 - 'Cooperative management of local fisheries : a route to development'. *In J.W. Bennett and J.R. Bowden (eds.) - 'Production and Autonomy. Anthropological Perspectives on Development'. Landam, Maryland. Society for Economic Anthropology and Univ. Press. America.*
- Platteau, J.-P., - 'The disappointing performances of rural cooperative organizations in the Third World : A diagnosis inferred from the New Institutional Economics'. *In R. Picavet et al (eds.) - 'The new Institutional Economics. A Primrose Path or a Blind Alley ?'. WO Center of Development Research, Tilburg Univ., (in press).*
- , ---, - 'La contribution de la Nouvelle Economie Institutionnelle pour l'analyse des relations contractuelles et des formes organisationnelles dans le secteur de la pêche maritime'. Symposium 'La recherche face à la pêche artisanale'. Montpellier, France, 3-7 juillet 1989 (en préparation).
- Rawls, J. 1987 - 'Théorie de la justice'. Edit. Le Seuil, Paris.
- Rettig, R.B., 1986 - 'Overview'. *In E. Mollett (ed.) - 'Fishery Access Control Worldwide'. Proc. Workshop on Management Options for the North Pacific Longline Fisheries. Orcas Island, Washington, Apr. 21-25, 1986. Alaska Sea Grant Rep., 86, 4. Univ. Alaska.*
- Ricardo, D., 1817 - 'Principes de l'économie politique et de l'impôt'. Publié en français : Edit. Flammarion, Coll. Champs, Paris.
- Rostow, W.W., 1963 - 'The stages of economic growth'. Publié en français : 'Les étapes de la croissance économique', Edit. Le Seuil, Col. Points ; Paris, 252 p.
- Rothschild, B.J., 1986 - 'Dynamics of marine populations'. Harvard Univ. Press, Cambridge, MA : 277 p.

- Runge, C.F., 1986 - 'Common property and collective action in economic development'. *In Proc. Conference on Common Property Management*. Board of Science and Technology for International Development. National Research Council. Washington, D.C., National Academy Press : 31-60.
- Sinclair, M.H., 1988 - 'Marine Populations. An Essay on Population Regulation and Speciation'. Washington Sea Grant Program, Univ. Washington Press, Seattle : 252 p.
- Troadec, J.-P., 1988a - 'Why study fish population recruitment ?' *In* B.J. Rothschild (ed.) - 'Toward a theory on biological-physical relationship in the world ocean'. Kluwer Academic Publishers : 477-500.
- , ----, 1988 - 'Institutions et aménagement des pêcheries au Maroc'. Institut scientifique des pêches maritimes, Casablanca, Projet PNUD/FAO NOR/86/019/B/01/12: 56p.
- Wade, R., 1986 - 'The management of common-property resources : collective action as an alternative to privatization or state regulation'. Discussion Paper 54. Research Unit. Agriculture and Rural Development Department. The World Bank, Washington, D.C.
- Walters, C., 1986 - 'Adaptative Management of Renewable Resources'. Mac Millan, New York.
- Warming, J., 1911 - 'Our grundrente of fiskegrunde'. *Natl Ökon. tidskv.*, 49: 499-505.

INDEX DES MATIERES

A

Abondance absolue : effectif : 02/06-09, 03/12, 22/08, 22/11 ; biomasse : 02/07-09, 02/12 ; biomasse féconde : 02/09, 02/12, 02/15 ; évaluation des biomasses par prospections : 01/28 ; - acoustiques : 06/24 ; - par la production d'oeufs : 06/21-23.

"Acadjas" : 10/14.

Accès (liberté d') : 01/09, 01/18, 01/21-22, 01/24, 01/25, 01/29, 01/34, 01/38, 08/36, 13/03-04, 14/04-05, 15/02, 16/11, 18/12-20, 18/30-31, 20/03, 20/06, 22/19, 22/42.

Actualisation (taux d') : 13/06-07.

Adaptation à la vie sauvage : 08/27-28.

Administration des pêches : 01/36, 15/04, 15/07, 16/11, 16/13, 16/16-20, 21/10, 21/13.

Advection : 05/05, 05/20-23, 05/33-34, 22/05.

Age de première capture : 02/06, 02/12, 13/12-13 ; - critique : 02/08, 02/12, 02/24 ; - de recrutement : 02/05 ; - de smoltification : 08/22-24 ; - de réforme : 02/06.

Agriculture : 22/17-18.

Aides (financières) : 01/13, 17/22, 18/27, 18/31.

Alevin : 10/21-23 ; voir ontogénèse.

Alimentation des larves : 03/03-04, 04/12-14, 04/17-18, 06/06-10 ; - des poissons : 03/13-24.

Allocation des ressources : 01/22, 08/11, 14/21, 15/04-05, 22/21-23, 22/27-36 ; modes coutumiers : 01/23-25, 15/05-06, 16/06, 18/33, 19/07, 22/33-36 ; mécanismes économiques : 15/09-17, 15/28-30, 22/32-33 ; décisions administratives : 15/09-17, 15/28-30, 22/29-32.

Aménagement des activités littorales : 12/28-29, 12/30-31, 12/36-39, 18/20-22, 19/16-17 ; - des bassins conchylicoles : 07/31-32, 11/18, 11/19, 11/22, 12/29 ; - des écosystèmes piscicoles : 10/27 ; - des pêches : 01/09, 01/21, 08/13, 09/10-11, 17/02, 17/21-25, 21/07-10, 22/09 ; -s physiques : 10/14 ; - des ressources : 03/24-25, 04/08-09, 08/08-11, 09/40-42, 20/14-23, 21/08-10 ; - collectif et concerté : 07/31, 09/10, 11/20, 14/26,

15/07-09, 17/23-25, 21/22, 21/26, 22/33, 22/39-40 ; coût de l' : 14/10-11.

Amphihalin : 08/04-08.

Analyse de cohortes : - unispécifiques : 01/29, 02/11, 02/18, 03/24 ; - multispécifiques (MSVPA) : 03/11-24 ; - de sensibilité : 02/17, 13/19 ; - de variance : 07/17.

Anoxie : 12/14.

Anthropologie sociale : 01/23, 16/03-04.

Application des réglementations : 01/13, 01/18, 01/31, 12/25-26, 13/22-23, 14/21-22, 15/16-17, 17/22-23, 18/21.

Appropriation : 01/07, 01/24, 01/31, 16/04.

Aquaculture extensive : 02/17, 04/10, 08/08, 08/38-40, 10/04, 22/11-16, 22/43 ; - semi-intensive : 02/17, 10/05, 22/43 ; - intensive : 02/17, 22/43 ; monoculture : 11/05 ; ostréiculture : 07/02, 11/02-03 ; pectiniculture : 09/03-04, 09/06-09, 09/43 ; pisciculture : 10/01-28 ; polyculture : 10/17-21 ; - de production : 01/16, 08/03, 10/02 ; - de transformation : 01/16, 08/03, 10/02.

Assec : 10/16, 10/23.

Atrésie : 09/20, 09/33-34.

Attitude professionnelle : 16/22, 17/19-21.

B

Banc de poissons : 05/10, 05/13.

Bioaccumulation : 12/11.

Bioagresseur : 11/09-11.

Biodégradabilité : 12/10.

Biodépôt : 07/28.

Bioessai : 12/13.

Biomagnification : 12/11.

Biomasse : voir abondance.

Bonamia ostreae : 11/07.

C

Calendrier et secteur de pêche : 02/19-20, 17/11-12.

Capacité d'acceptation du milieu : 12/27 ; - biotique : 07/08-21, 08/31-33, 08/37-38, 09/04-06.

Capital : 13/01, 18/23-24.

- Captage du naissain* : 07/05-08, 09/03-04, 09/07, 09/13, 09/43, 10/02.
Capturabilité : 02/07, 08/37.
Capture : 02/07.
Cartel : 14/25.
Causalité : 04/06-08.
Certificat de stocks : voir régulation.
Classe d'âge : 02/04 ; - de taille : 02/04.
Climat : 04/11, 07/05-08 ; hydroclimat : 03/02 ; variabilité : 19/15, voir réchauffement global et variabilité des stocks.
Cohorte : 02/04 .
Collectivité de pêcheurs : 01/23, 15/05, 15/24, 16/04, 16/06-07, 21/07.
Commission halieutique régionale : 01/09, 01/17, 16/14-16, 19/21-23, 20/02-03, 20/10-13, 20/25-26, 21/06, 21/10, 21/23.
Communauté de pêcheurs : voir collectivités.
Compétence larvaire : 05/11, 09/20-22, 09/31-34.
Compétition pour les ressources : 01/10, 01/12-13, 01/18-19, 01/21, 01/29-31, 02/19, 02/26, 10/04, 10/06, 15/04, 17/04, 17/13, 17/20, 18/05 ; - concurrence : 02/19, 17/04.
Comportement de retour ("homing") : 08/05, 08/28-31, 22/06, 22/12 ; - de "cavalier seul" : 22/37, 22/45 - stratégique : 13/22-23, 13/28, 13/30, 14/02-04, 14/12, 14/23.
Concession conchylicole : voir droits territoriaux d'usage.
Conchyliculture : voir aquaculture extensive.
Conflit d'usages : 09/40, 10/04, 12/03, 12/25-26, 12/36-39, 15/04, 18/05, 18/16, 18/26, 21/12.
Conservation de l'environnement : 12/24-30, 22/10, 22/15-16 ; - des ressources : 01/21, 02/15, 08/09, 16/15.
Contamination bactérienne : 12/18-21 ; - par les micropolluants : 12/21-23 ; par les biotoxines : 12/23-24.
Contingent de capture : voir régulation de la pêche.
Contrôle de l'effort : voir régulation ; - du milieu : 10/16-23.
Coopération professionnelle : 01/09, 01/23-24 ; - internationale : 01/09, 01/11, 20/05, 20/08-10 ; - entre pays en développement : 20/10-14.
Courant : voir hydrodynamisme .
Coût d'opportunité : voir opportunité.
Crise halieutique : 01/03-06, 01/09-10, 01/34, 22/01 ; - ostréicole : 01-12, 07/03, 07/31 ; - pétrolière : 01/05, 20/07.
Critère d'évaluation des réglementations : 14/06-07.
Croissance (taux de -) : 02/07, 07/21-23.
Culture marine : voir aquaculture extensive.
Cycle de vie : 08/04-08, 08/50-51, voir ontogénèse.
- D**
- Décision* : 13/21-22, 22/37.
Défens : voir régulation.
Déficit alimentaire : 01/11, 21/25.
Demande et offre : 01/11, 18/25, 20/07, 20/09, 20/23-25.
Densité-dépendance (phénomènes de -) : 01/35, 02/17, 02/25, 03/04, 03/29, 04/02-03, 04/12-16, 22/11, 22/14-15.
Dérive larvaire : voir hydrodynamisme.
Désertification : 19/03-09.
Détermination de l'âge : 06/23.
Déterminisme du recrutement : 04/12-20, 05/16-23, 06/02-29.
Développement halieutique : 01/06, 16/08-10, 17/03, 18/02-38 ; - larvaire : 06/02.
Devenir des polluants : 12/12.
Diagramme d'exploitation : 01/17, 02/07, 02/11-12.
Dispersion des oeufs et des larves : voir hydrodynamisme.
Distribution des richesses : 15/26-28, 18/26, 22/23-24 ; - des espèces et des stocks : voir schémas de distribution.
Diversification spécifique de la pêche : 01/06 ; - des usages : 01/36, 12/38.
Domaine public maritime (DPM) : 07/02, 07/13, 08/36, 11/02.
Domestication : 07/04.
Droits de capture : 15/06, 15/18, 18/35, 22/22 ; - coutumiers : 15/05, 18/34 ; - de la mer : 01/09, 16/02-03, 16/05, 18/04, 18/15, 19/14, 20/02, 20/04, 21/06, 21/10-11 ; - de propriété : 01/21,

01/26, 15/04, 15/17-18, 17/21, 22/02, 22/25-27, 22/42 ; - d'usage : 01/24 ; - territoriaux d'usage : 01/25-26, 15/05, 15/06, 15/18, 16/04, 18/32, 22/22, 22/34.

Dynamique des écosystèmes halieutiques : 03/05-08, 03/27 ; - des pêcheries : 01/31, 17/17-21 ; processus dynamique des populations : 04/12-17 ; - de surpêche : 01/21-22, 01/31, 22/21-23.

E

Eau colorée : 01/12, 12/14, 18/23-24.

Echelle d'espace et de temps : 04/17, 04/21, 05/02-03.

Ecosystème côtier (dégradation des -) : 01/11-12, 12/02, 12/14-15, 12/31-34, 18/20-22, 19/02, 21/28 ; - hauturier : 03/05.

"*Effet de cliquet*" : 01/30, 19/18.

"*Effet Koweït*" : 18/23.

Efficience économique : 14/16-17, 14/24, 21/06 ; (maximum d' -) : 13/11, 14/11.

Effluent agricole, domestique, industriel et urbain : voir pollutions.

Effondrement de stocks et de pêcheries : 01/05, 01/19-20, 02/16, 02/26, 03/05, 04/04, 05/02, 21/20.

Effort de pêche : 02/07, 14/04.

"*El Niño*" : 02/25, 03/07, 05/02, 06/24, 06/27, 08/33, 19/11, 19/15.

Embryogénèse : voir gamétogénèse.

Emploi : 13/01.

Empoisonnement : voir recrutement.

Ensemencement : voir recrutement.

Entreprise conjointe : 18/04-05, 20/04-10.

Epidémiologie : 11/06-09, 11/12-15, 12/34-35.

Epizootie : 01/10, 01/35, 03/03, 05/05, 07/03, 11/01-26 ; bio-agresseurs : 11/05, 11/09-11 ; diagnostic : 11/11-12, 11/15, 11/24 ; éradication et prévention ; 11/20-23 ; impact économique : 11/04-05 ; prophylaxie : 11/15-20.

Etat d'équilibre général, partiel, stationnaire : voir stationnarité.

Eutrophisation : 10/19, 12/14.

Evaluation des stocks unispécifiques : 01/34 ; - pluri-spécifiques : 02/20-22, 03/08-24, 17/13-15, 22/03 ; - des pêcheries : 17/15-17.

Exclusion sociale : 01/24.

Expansion : 01/03-08.

Exploitant unique : 22/37.

Explosion de stocks : 03/05.

Extensification de la pêche : 18/03.

Extinction de stocks : 01/23, 19/12.

F

Famine : 03/08, 4/17, 05/05, 06/06-10 ; indicateur de jeûne : 06/25-26.

Fécondité : 02/08, 09/20, 09/31-34.

Fermeture saisonnière et zonale : voir régulation.

Fertilisation : 10/13, 10/17-22.

Fixation des larves : voir naissain.

Flexibilité : 14/09-10, 15/10-13.

Fluctuation : voir variabilité des stocks.

Flux de polluants : voir pollutions.

Forçage du recrutement : voir recrutement.

Frayère : voir ponton.

G

Gamétogénèse : 09/33-34, 22/05.

Génétique des populations : 04/03, 08/28-30, 10/15, 11/25-26.

Géiteur : voir abondance.

Germes fécaux : voir pollutions agricoles et domestiques.

Gestion des entreprises : - des ressources et des pêches : voir aménagement.

Gisement coquillier : voir bancs -.

Grande pêche : 01/07-09, 01/11, 01/28, 20/05-08.

Groupes d'âge et de taille : voir classes -.

Groupe d'intérêt : 16/12, 16/19.

H

Habitat : 08/13, 10/13-14, 10/16-23.

Herbicide : voir pollutions.

Hétérogénéité spatiale et temporelle des populations : 05/10-12.

"Homing" : voir comportement de retour.

Horizon de planification : 13/10.

Hydrodynamisme et recrutement : 05/16-23, 05/33-34, 06/08-10, 08/28-31, 09/26-30, 09/39, voir advection et transport larvaire.

I

Immunologie : 11/25.

Imposition : voir taxe.

Incertitude : 02/17, 02/24, 04/11.

Innovations techniques : 01/34, 14/08-09, 18/24, 18/26, 19/19-20, 19/23.

Instabilité des stocks : voir variabilité.

Institution : structure : 01/21-22, 01/26, 11/18, 16/07-08, 17/23-24, 18/12, 18/36, 21/13-14, 22/02, 22/24-40 ; propriété : voir droits de - .

Intensification de la pêche : 01/06, 18/03 ; - des usages : 12/38.

Interaction biologique : 02-21, 03/08-09 ; - socio-économique : 03/09, 17/04 ; - technique : 02/07, 02/19, 02/21, 03/08-09, 03/26, 17/04 ; - trophique : 02/21, 03/08-09.

Intermittence des populations : voir hétérogénéité temporelle.

Introduction d'espèces allochtones : 11/08, 12/07.

Isoplèthes (courbes et diagramme) : 02/13-14.

J

Jeûne : voir famine.

Jurisdiction nationale : voir Droit de la mer.

K

Krill : 01/05, 18/03, 18/24.

L

Lâcher de juvéniles : voir recrutement.

Larve : voir ontogénèse.

Licence de pêche : voir régulation.

Lisier porcin : voir pollution agricole : 01/12, 12/07-08.

M

Maillage (changements de -) : voir régulation.

Main-d'oeuvre : voir emploi.

"Mal hollandais" : 18/22.

Maladie : voir épizootie.

Marché (économie de -) : 01/22, 01/27 ; (mécanismes de -) : 15/02, 15/09-10.

Marée rouge : voir eau colorée ; - verte : 12/14.

Mariculture : voir aquaculture extensive.

Martelia refringens : 11/07.

Métamorphose : 09/17 ; smoltification : 08/04.

Métier : 02/18-19, 17/10 ; petit métier : voir pêche artisanale.

Migration des pêcheurs : 01/07 ; - des poissons : voir schémas de - ; migration nyctémérale : 05/16, 05/20-21, 09/27.

Mise en valeur : voir développement.

Mobilité : 15/23-24, 18/16, 18/18, 22/18, 22/38.

Modèles : aquacole : 02/17, 07/08-29 ; analytiques (structuraux)/globaux (de production) : 01/17, 02/02-03, 02/06-07, 02/11, 03/02, 03/10, 07/08-29, 13/08-09 ; - autorégénérants : 02/15-16, 02/25, 09/42 ; - biologiques : 01/29, 02/02, 21/03 ; - bioéconomiques : 01/20, 01/29, 02/22, 13/02, 13/14 ; - déterministes/stochastiques : 02/16, 02/22, 07/20-21, 13/10, 13/18-19 ; "dynamique numérique d'écosystème marin" : 03/10 ; - dynamiques/statiques : 02/23, 13/16-18 ; - économiques : 02/22, 13/02, 13/11, 21/03 ; - généralisés de production des écosystèmes : 03/02-03, 03/10 ; - généraux/partiels : 13/15 ; - mathématiques : 02/02, 13/02 ; - d'optimisation et de simulation : 13/24-26 ; physique : 07/23-29 ; - plurimétiers : 02/18-24 ; - plurispécifiques : 02/20-24, 03/03-04, 03/08-24, 03/25-27 ; - de

prédation : 03/13-16 ; - uni-pluri-boîtes : 07/23-29.

Monopole : 15/25-26.

Mortalité par pêche : 02/07 ; - par prédation : 03/13 ; cannibalisme : 06/11 ; - naturelle : 02/07, 02/24 ; - totale : 02/07.

N

Naissain : 07/05-06, 09/24-26.

Négoce international : 01/07, 01/11, 20/02, 20/23-25.

Norme uniforme d'émission (NUE) : 12/25.

O

Objectif d'aménagement : 01/21, 02/22, 03/22, 03/24, 03/26-27, 16/23, 17/04, 21/14-16, 22/02 ; - de développement : 18/02-03 ; maximum d'efficacité économique : 13/11 ; maximum de production pondérale (MSY) : 02/12-13, 13/11, 19/17 ; optimum social d'emploi : 18/06 ; objectif de qualité des eaux(OQE) : 12/24-25.

oeuf : voir ontogénèse.

Offre : 01/11.

Ontogénèse : 06/02, 08/04-09, 09/17-18, 22/03, 22/04-06.

Opportunisme : 01/32, 17/18, 17/20.

Opportunité (coût d'-) : 01/30, 13/04, 18/13, 18/06, 18/13, 18/22, 19/34.

Optimisation : 02/20.

Ostréiculture : voir aquaculture extensive.

Ovocyste : 09/31-34.

P

Pacage marin : voir pâturage marin.

Paléo-océanographie : 05/03, 05/25.

Partage (des ressources) : voir allocation.

Pathologie des coquillages : voir épidémiologie ; - humaines : 12/15, 12/18-20, 12/34-35 ; - des poissons : 12/15-17.

Pâturage marin : 08/02-40.

Pauvreté : 01/10, 18/06, 18/13.

Pêcherie artisanale : 01/13-14, 01/30, 01/33, 17/03-05, 18/25, 18/32, 21/07 ; - composite : 02/18-19, 17/05, 18/10-12, 18/30 ; - côtière : 17/05 ; - hauturière : 18/04, 18/25, 18/32, 21/06, 21/08-09 ; - minotière : 02/19, 03/06 ; - récréative : 10/03, 10/06, 10/24, 16/23 ; - séquentielle : 02/19, 18/20 ; - unitaire : 01/28 ; - uni-pluri-flottilles : 02/15, 02/20 ; - uni-pauci-pluri-spécifiques : 02/15, 02/20-22, 18/10-12, 18/30.

Pectiniculture : voir aquaculture extensive.

Peinture antisalissure : 01/12, 07/03, 12/17, 12/27.

Permis (de pêche, de navires) : voir régulation de la pêche.

Pesticide : voir pollution.

Phase critique : 04/17, 05/12-14, 09/19.

Photopériode : 09/33, 09/39.

Plan de pêche : 18/37, 20/11, 21/18, 21/22.

Plus-value : voir profit.

Pluviométrie : 19/04-06.

Politique d'aménagement des pêches : 01/13, 01/21, 01/34, 13/02, 13/05-06, 15/02-03, 16/14-16, 19/20-21, 22/16, 22/41-42 ; - de développement des pêches : 01/12-17, 01/34, 18/06-08, 18/36-37, 20/13, 22/16, 22/42 ; - des cultures marines : 01/15-17, 15/03 ; - économique : 18/23-24.

Pollution : 01/34, 04/09, 12/03-39, 18/20-22, 19/15, 19/16-17 ; - agricole : 12/07-09 ; - aquacole : 10/13 ; - domestique : 12/06, 12/18-21 ; - industrielle : 12/04, 18/21 ; - urbaine : 12/05-06 ; flux de contamination : 12/09-10.

Ponte : - fractionnée : 06/26-28 ; saison de - : 02/03.

Population de poissons : 02/03, 04/19, 06/15-16, 22/04, 22/06.

Post-larve : 09/23-26.

Potentiel halieutique mondial : 01/04.

Pratique culturelle : 11/17-18, 12/07.

Prédation : 01/34, 03/03, 03/08, 03/12-17, 03/29, 05/05, 06/10-12, 09/09, 10/14-15, 22/07 ; - interspécifique : 03/04, 03/17-24, 03/29, 08/27-28 ; taux de contact : 04/16.

Préservation : voir conservation.

Prévision : 09/41-42, 13/29-30.

Prise accessoire : 03/09.

Prise par unité d'effort : 02/12, 13/27, 18/10.

Privilège (d'usage) : voir droit -.

Prix : 01/11, 20/24-25, voir demande et offre.

Production aquacole mondiale : 01/16 ; - conchylicole : 07/01, 07/03-04, 11/03, 11/05 ; - de juvéniles : 08/35, 09/09, 10/21-23 ; - halieutique mondiale : 16/02 ; - halieutique de la mer du Nord : 03/06 ; - mondiale de saumons : 08/08, 08/34 ; - dulçaquicole : 10/03 ; - primaire : 01/04 ; - par recrue : 02/11-14 ; - soutenue (maximum de -) : 02/12, 07/14-15.

Profil d'exploitation : voir diagramme d'-
Profit : 01/20, 13/04-05, 14/01, 22/19-21.

Propriété : voir droit de -.

Prud'homme : 01/25-26.

Q

Qualité des produits : 08/20, 12/18-24.

Quotas de capture : voir régulation de la pêche.

R

Rareté des ressources : 01/02-03, 01/36, 01/38, 15/04, 20/05-06, 20/23-24, 22/17-24.

Réchauffement global : 04/11-12, 19/03, 22/10, 22/45.

Recherche : voies de - : 01/33-34, 01/40-41, 02/02, 03/28, 04/20-22, 05/23-25, 06/20-22, 06/28-29, 07/28, 09/22-23, 09/37-38, 10/27-28, 11/23-26, 12/30-37, 16/20-21, 17/02, 18/35-37, 21/02-05, 21/09-11, 21/17-29, 22/07, 22/43-44 ; méthodes scientifiques : 04/10-11, 05/04-08, 10/27-28, 11/14, 13/27-28.

Récif artificiel : 18/32-33.

Recrutement : 02/05-06, 02/24, 03/29-30, 05/02, 06/01, 06/06-16 ; forçage du - : 07/08, 08/09-10, 09/02, 09/06-10, 09/42-43, 10/05-13 ; peuplement surdensitaire, surpeuplement : 08/03, 22/14 ; processus énergétique : 05/08-10, 06/10-13 ; spatiaux : 04/02-03,

04/14-16, 04/18-19, 05/02-03, 06/13-16, 07/05-08, 09/34-37, 10/12-13, voir hydrodynamisme ; relâchers/semis : 08/24-27 ; relation stock-recrutement : 02/15-16, 02/24, 04/02, 04/20, 06/16-19, 09/04-05, 09/13-14, 14/14, 22/07, 22/12-16 ; repeuplement : 08/03, 09/06-16.

Redevance : voir taxe.

Régime alimentaire : 03/13-16 ; - d'exploitation : 02/07, 02/09, 02/21.

Réglementation conchylicole : 11/16-18.

Régulation de la pêche : 01/18, 14/03-06, 14/13-25, 17/22-23, 21/04, 22/22-23 ; - des cheptels coquilliers : 07/31 ; certificat de stocks : 14/22-23 ; contingent (quotas) de capture : 01/19, 14/05, 14/14, 14/24, 15/11-13, 15/15-20, 18/34, 22/22 ; - de l'effort : 14/03-04, 14/17-25 ; - des engins : 14/05, 14/13-14, licence de pêche : 01/19, 14/06, 14/18-21, 15/21-23, 18/34, 22/22 ; droits territoriaux d'usage : 14/05, 15/06, 15/18, 16/06, 17/20, 18/32-33, 22/22 ; - du maillage : 01/18, 02/13, 13/12-13, 14/13-15 ; zone et saison de défens : 14/05, 14/14-15, 22/23.

Rejet agricole, domestique, industriel, urbain : voir pollution.

Relation : prédateur-proies : voir prédation ; - recrutement-environnement : voir recrutement ; - stock-recrutement : voir recrutement ; - taille-poids : 02/11 ; - trophique : 03/02, 03/11, 03/12-24, 07/08-30, 22/02, 22/04, 22/06-07 ; voir interaction biologiques et prédation.

Remplacement de stocks : 03/03, 03/08, 06/17, 19/09-10.

Rendement (par recrue) : voir production.

Rentabilité : voir profit, rente.

Rente halieutique : 01/20-21, 01/34, 07/31, 13/04-05, 22/19-24, 22/41.

Repeuplement : voir recrutement.

Ressource commune : 01/14, 01/22, 01/25, 22/35-40 ; "res communes/nullius" : 01/09, 08/36, 15/21, 16/04-06 ; - latente : 01/04, 01/27 ; - renouvelable : 01/14, 19/12-15.

Rétention des oeufs et des larves : 04/19, 06/15.

Retour (taux de -) : 08/10, 08/11-33.

Réversibilité : 02/02, 03/08, 03/25, 12/29, 19/12.
Révolution industrielle : 01/07.
Richesse : 13/10, 14/19-20.
Risque : voir incertitude.
Robustesse : 02/17, 02/22, 09/35.

S

Schémas de distribution et de migration des espèces, des populations et des stocks : 08/05-08, 20/15-17.
Sélectivité : 02/05-07, 02/12, 03/23.
Sensibilité : voir analyses de -.
Série temporelle : 04/02, 05/04, 05/25, 07/06, 07/11, 12/12, 12/30, 12/39.
Simulation (techniques de -) : 02/16-19, 02/23, 03/21, 09/28, 13/26.
Stabilité : voir stationnarité.
Stationnarité : 02/09-11, 02/13, 04/02-06, 13/15-16, 13/19-20, 19/11-12 ; transition : 02/11, 13/17-21, 22/03.
Statistique : - conchylicole : 07/11-12 ; - de pêche : 03/28, 13/29, 15/15, 17/04.
Stock cultivé : voir cheptel ; - halieutique : 02/04 ; - partagé : 18/15, 20/03, 20/14-23.
Stratégie d'aménagement : 01/27-32, 02/21, 21/11-17 ; - de développement : 01/12-17, 18/25-35 ; - démographique : 05/12-16, 06/06, 09/38-40, 22/04-06.
Structure démographique : 02/04-05.
Subvention : voir aide.
Suivi : 12/38.
Surcharge des bassins conchylicoles : 01/10, 07/03.
Surinvestissement : 01/13, 14/20, 15/13-14.
Surpêche : 01/13, 02/23, 19/17, 21/08 ; - par réduction du recrutement : 01/05, 01/19, 13/09-10 ; - par réduction de la croissance des cohortes : 02/23, 13/09-10.
Surpeuplement : voir recrutement.
Surplus du capital, - des producteurs, - des consommateurs : voir profit.
Surprofit : voir profit.
Système d'aménagement : - conventionnel : 01/24-25, 01/27-28, 01/30, 16/03-16 ; - coutumier, traditionnel : 01/23-26, 17/20-21, 18/16, 18/33, 19/07, 21/07.

Système économique : 01/26-27.
Système de production aquacole : 10/03-05, 10/23-28.

T

Taux d'actualisation : 13/06-07.
Taxe : 14/20, 15/11, 15/15, 15/24-25.
Technique de laboratoire : 11/23-24 ; - de simulation : voir simulation.
Téledétection : 06/23, 07/11.
"Théorie des jeux" : 14/02.
Théorie des "membres/vagabonds" : 04/19-20, 06/16, 22/04-06, 22/11.
"Théorie de la pêche" : 01/17-18, 01/29, 01/34, 02/02, 03/10, 09/16, 16/15, 21/03, 22/06.
"Théorie des systèmes" : 04/02.
"Tragédie des communaux" : 01/22, 16/05, 19/07, 20/08, 22/37.
Transition (cinétique de -, phase de -) : 02/03, 02/23, 02/25, 13/17-18.
Transplantation : 08/28-30.
Transport larvaire : 04/19, 05/16-23, 06/13-16, voir hydrodynamisme ; - de polluants : voir pollution.
Trophodynamique : 03/03, 03/11, 04/13-17, 04/22, 05/08.
Typologie des ressources : 17/07-08, 22/38 ; - des pêcheries : 17/05-12, 22/38.

U

Unité d'aménagement : 22/28, 22/39, 22/41 ; de pêcherie : voir pêcherie.
Upwelling : 04/11, 05/12, 05/20-22.
Usufruit : 01/24, 21/07.

V

Valeur d'échange et d'usage : 01/27, 01/41.
Validation des modèles et des théories : 13/26-29.
Variabilité des écosystèmes : 01/19, 02/24, 04/22, 22/03 ; - du climat : voir climat ; - des pêcheries : 22/08-09 ; - des stocks : 01/05, 01/30, 01/34, 02/16, 03/03-08, 03/29, 04/02, 04/05, 05/01,

06/03-06, 09/02, 09/10-13, 09/40-41,
19/09-11, 22/03, 22/04, 22/07, 22/11 ; -
des cheptels ostréicoles : 07/05-08.

*Variable de choix, de contrôle, endogène,
d'état, exogène, prédéterminée, forçante :*
01/29, 01/38, 02/09-11, 02/13, 04/07,
07/16, 13/15, 13/17-21, 17/05, 18/08,
19/18, 22/04, 22/13.

Vent : 09/27-30.

Vulnérabilité : 02/05, 08/37.

Z

Zone économique exclusive (ZEE) : voir
Droit de la mer.

INDEX DES AUTEURS CITES

A

- Acheson, J.M.* : 15/05, 16/03.
Ackefors, H.: 10/13, 22/15.
Ackefors, H. N. Johansson and B. Wahlberg : 22/.
Ackerman : 01/39.
ACMRR : 16/18, 16/19, 20/26, 21/12.
Adasiak, A. : 15/26, 15/27.
AFNOR : 12/12.
Agnello, R.J. and L.P. Donnelley : 15/07, 15/15.
Alchian : 22/18.
Allen, K.R. and D.G. Chapman : 01/06, 03/07.
Alverson, D.L. and G.J. Paulik : 21/06, 21/17.
Alzieu, C. et M. Héral : 07/03.
Alzieu, C. et al. : 12/09, 12/17, 12/33.
Andersen, K.P. and E. Ursin : 03/02, 03/10.
Anderson, D. et al. : 08/12, 08/13.
Anderson, L.G. : 13/03, 18/33.
Anderson, R. and C. Wadel : 16/03.
Andrewartha, H.G. and L.C. Birch : 09/06.
Andrews, J.D. et al. : 11/13.
Anon. : 02/21, 02/24, 03/17, 08/02, 08/07, 08/08, 08/11, 08/12, 08/14, 08/15, 08/22, 08/30, 12/14.
Aoyama, S. : 09/03.
Arensberg, C.M. and A.H. Niehoff : 16/22.
Amasson, R. : 15/20.
Arntz, W.E. : 19/15.
Aron, W. : 16/12.
Arriaga, L. : 20/12.
Arzel, P. : 16/06, 17/20.
Asada, Y. : 01/26.
Asada, Y. et al. : 01/26, 15/06, 17/20, 18/16.
Attali, J. : 01/22, 01/26.
Aubréville, A. : 19/04.

B

- Bacher, C.* : 07/11, 07/25.
Bacher, C. et al. : 07/10, 07/11, 07/17, 07/21, 07/22, 07/23, 07/25.
Bagge, O. : 08/37.
Baglinière, J.L. and A. Champigneule : 08/22.

- Baglinière, J.L. and G. Maise* : 08/23.
Baglinière, J.L. et al. : 08/34.
Bailey, C. : 01/36, 16/03.
Bailey, C. et al. : 16/20.
Bailey, K.M. : 06/11.
Bailey, K.M. and E.D. Houde : 03/04.
Bakhtansky, E.L. : 08/05, 08/19, 08/27.
Bakun, A. : 05/03, 05/04, 05/05, 05/06, 05/07, 05/16, 05/17, 05/22, 05/33.
Bakun, A. and R.H. Parrish : 05/04, 05/33, 06/14.
Balchen, J.G. : 08/05.
Balouet, G. et al. : 11/13.
Banks, J.L. and L.A. Fowler : 08/23, 08/30.
Banque Mondiale : 01/10, 01/15, 18/01, 18/28, 21/12, 21/24.
Baranov, T.I. : 01/16, 02/01, 02/02, 13/02, 16/14, 21/02, 21/03.
Barbault, R. : 09/05, 09/06.
Barber, B.J. et al. : 09/38.
Barber, R.T. and F.P. Chavez : 06/03.
Bardach, J.E. : 19/03.
Barell, C.D.N. et al. : 03/07.
Barlow, G.W. : 05/15.
Barstow, S.F. : 05/34.
Bayne, B.L. : 09/38.
Beddington, J.R. : 03/08, 19/12.
Beddington, J.R. and R.B. Rettig : 14/02, 15/22, 15/28.
Beddington, J.R. et al. : 03/08.
Bell, E.S. : 16/14.
Bell, F.W. : 19/16.
Belvèze, H. and K. Erzini : 05/10.
Benech, V. et J. Quensière : 10/04.
Benguigui G. et D. Chave : 01/15.
Benguigui G. et al. : 01/1.
Berry, L. : 19/08.
Bertalanffy, L. von : 02/1.
Bertignac, M. : 17/14.
Beudot, F. : 19/04.
Beverton, R.J.H. and S.J. Holt : 01/16, 02/02, 02/11, 02/15, 03/01, 03/10, 04/02, 04/05, 13/02, 13/08, 16/15, 20/19, 21/03, 21/19, 21/22.
Bigelow, H.B. and W.C. Schroader : 08/30.
Bigot-Vuillemin, V. : 11/14.
Billard, R. : 10/03, 10/14.
Billard, R. et J. Marcel : 10/12.
Bilton, H.T. : 08/20.
Bilton, H.T. and G.L. Robins : 08/20.
Bilton, H.T. et al. : 08/22, 08/24, 08/26.

- Bindman, A.G. : 06/26, 06/27.
 Blackford, M.G. : 16/09.
 Blanco, J. et al. : 06/08.
 Bobb, D. : 18/25.
 Bodoy, A. et al. : 07/28.
 Boehlert, G.W. and M.M. Yoklavich :
 06/23.
 Boeuf, G. : 08/04, 08/10.
 Boeuf, G. et al. : 08/24, 08/25.
 Boicourt, W.C. : 05/23.
 Boland, L.A. : 13/28.
 Bonnet, M. et J.-P. Troadec : 01/15,
 11/05.
 Borgstrom, G. : 19/21.
 Boucher, J. : 05/23, 09/19, 09/20.
 Boucher, J. et al. : 09/20.
 Bouck, G.R. and D.A. Johnson : 08/20.
 Bouck, G.R. and S.D. Smith : 08/20.
 Bougrier, S. et al. : 11/06, 11/07.
 Boukabous, R. : 07/22.
 Boulo, V. : 11/11.
 Boulo, V. et al. : 11/11.
 Box, G.E.P. and G.M. Jenkins : 04/02.
 Boyd, A.R. : 05/12.
 Brand, A. von : 16/03.
 Brandhorst, N. and J.P. Costello : 05/10.
 Brannon, E.L. : 08/05, 08/28, 08/29.
 Braudel, F. : 01/01, 01/27, 18/23, 19/01,
 20/01, 22/17, 22/40.
 Brett, J.R. : 08/06.
 Brewer, G.D. : 16/16, 21/14.
 Brochmann, B.S. : 15/14.
 Brooks, G. : 03/14.
 Brothers, E.B. et al. : 06/23.
 Brown, D.M. and L. Cheng : 06/25.
 Brown, V. : 22/18.
 Bucke, D. : 12/15, 12/16.
 Buckland, F. : 16/14.
 Buckley L.J. and R.G. Lough : 05/20.
 Buestel, P. et J.-C. Dao : 09/07.
 Burke, W.T. : 16/16, 20/04.
 Burkenroad, M.D. : 01/21.
 Burrows, R.E. and B.D. Combs : 08/23.
 Butler, J.L. : 06/18, 06/19.
- C**
- Cadoret et al. : 01/07.
 Caddy, J.F. and G.D. Sharp : 17/07.
 Cameron, W.M. and D.W. Pritchard :
 05/34.
 Carlin, B. : 08/02.
 Carroz, J. E. and M.J. Savini : 20/04.
 Carver, C.E.A. and A.L. Mallet : 07/10.
 Casteel, R.W. and G.I. Quimby : 16/03.
 Catanzano, J. et al. : 17/17.
 CEE : 02/18, 02/23.
 CEE/IFREMER : 02/23, 17/06.
 Chadwick, E.N.P. : 08/03, 08/08.
 Chadwick, E.N.P. et al. : 08/23.
 Chagot, D. : 11/24, 11/25.
 Champigneulle, A. : 10/06, 10/07.
 Chapman, D.C. et al. : 10/26.
 Chaussepied, M. : 12/05, 12/06.
 Christy, F.T. Jr. : 13/25, 15/06, 15/18,
 16/06, 18/08, 18/29, 18/32.
 Christy, F.T. Jr. and A. Scott : 20/03.
 Ciriacy-Wantrup, S.V. : 01/39, 14/12,
 14/13, 14/23.
 Ciriacy-Wantrup, S.V. and R.C. Bishop :
 22/34, 22/35.
 Clark, C.W. : 05/13, 13/03, 13/09, 13/24,
 16/05.
 Clark, C.W. and G.R. Munro : 13/28,
 14/25.
 Clark, I.N. : 15/16, 15/20.
 Clark, I.N. and A.J. Duncan : 15/19,
 15/26.
 Clark, L. : 20/11.
 Clepper, H. : 16/23.
 Cleveland, B.C. : 16/19.
 Cloern, J.E. : 07/25.
 Cochard, J.-C. : 09/20.
 Comps, M. : 11/06, 11/09, 11/13.
 Cook, P.H. : 08/05.
 Cooney, R.T. : 08/33.
 Copes, P. : 01/21, 14/24, 16/18.
 Cordel, J.C. : 18/33, 22/33.
 Corten, A.H.C.M. : 03/05.
 Cossa, D. : 12/22.
 Couch, J.A. and A. Rosenfield : 11/13.
 Cram, D. : 21/16, 21/24.
 Crawford, R.J.M. : 03/07.
 Crisp, D.J. : 09/13.
 Crutchfield, J. A. : 14/02, 15/25, 16/05.
 Crutchfield, J. A. and G. Pontecorvo :
 13/25.
 Crutchfield, J.A. et al. : 13/21, 13/29.
 Cruz, W. : 22/01.
 Csirke, J. : 21/20, 21/21.
 Csirke, J. and G.D. Sharp : 07/05, 19/21,
 21/21.
 Cuinat, R. : 10/07.
 Cury, P. : 04/03.

Cushing, D.H. : 01/16, 01/18, 02/03, 02/25, 03/01, 03/05, 04/18, 05/01, 05/03, 05/15, 06/04, 06/12, 06/13, 06/15, 06/16, 19/18, 20/19, 21/03, 21/08, 21/17, 21/20, 21/21, 21/23, 21/28.
Cushing, D.H. and J.G.K. Harris : 06/18.

D

Daan, N. : 03/05, 03/07, 03/08, 03/11, 03/14, 03/15, 03/29, 21/20.
Daan, N. et al. : 03/05, 03/29.
Dahlman, C.J. : 15/22.
Damas, D. : 05/01, 09/01.
Dame, R.F. and B.C. Patten : 07/10.
Dame, R.F. et al. : 07/10.
Duo, J.-C. et al. : 09/09, 09/15, 09/16.
Dasgupta, P. : 22/36.
Davaine, P. : 08/10.
Davis, A. : 17/01.
Dekker, W. : 03/15.
De Moura : 21/07.
Demsetz, H. : 15/04, 22/22.
Derham, P.J. : 15/21.
Desaunay, Y. : 12/15.
Deslous-Paoli, J.M. et M. Héral : 07/11.
Deslous-Paoli, J.M. et al. : 07/11, 07/22.
Dethlefsen, V. : 12/15.
Devold, F. : 01/04.
De Vries, T.J. and W.G. Pearcy : 06/03.
Dickinson, J. : 01/07.
Direction des Pêches Maritimes : 01/31.
Doherty, P.J. et al. : 05/23.
Donaldson, J.R. : 10/13.
Donaldson, J.R. and E. L. Brannon : 08/23.
Dooley, H.D. : 05/18, 05/33.
Dorange, G. : 09/31, 09/32.
Dorange, G. et M. Le Pennec : 09/31.
Dorson, M. et B. Chevassus : 11/25.
Dotto, L. : 19/01.
Doucet, F.J. et al. : 01/14, 01/15, 01/20.
Doutman, D. : 20/11.
Dow, R.L. : 07/06, 07/07.
Dremière, P.-Y. et E. Meuriot : 17/20.
Duby, C. : 22/17, 22/18.
Duhamel du Monceau, H.L. : 02/01, 04/01.
Dumas, J. et P. Casaubon : 08/28.
Dumas, J. et al. : 08/34.
Dupouy, H. et al. : 09/41.

Dupuit, J. : 14/11.
Durand, J.-L. : 17/06.
Durand, M.-H. : 01/05.

E

Ehrlich, P.R. : 05/15.
Eisner, R.A. and J.A. Ritter : 08/22.
Ekman, V.W. : 05/20, 05/33.
Ellersten, B. et al. : 06/09.
Elston, R.A. : 11/08, 11/09.
Elston, R.A. and M. Wilkinson : 11/09.
Emmerson, D.K. : 16/03, 16/18.
Eriksson, L.D. et al. : 08/27.
Eriksson, L.O. and T. : 08/26.
Ewing, G. : 05/34.

F

Fabra, P. : 01/31, 22/25.
Fabre-Domergue, M. et E. Biéatrix : 06/06.
FAO : 01/02, 01/05, 01/06, 01/08, 01/20, 08/51, 12/01, 16/07, 16/16, 20/06, 20/07, 20/09, 20/23, 21/12.
Farley, C.A. : 11/13.
Farmer, D.M. and R.D. Hutson : 05/24.
Farnigio, H. et G. Le Corre : 17/06, 17/14.
Fasencieux, D. : 08/22.
Fauvel, Y. : 01/15.
Féral, F. : 01/25.
Fernside, P.M. : 19/04,
FFA : 20/12.
Fiedler, P.C. : 06/14, 06/23, 06/24.
Fiedler, P.C. et al. : 06/24, 06/26, 06/27.
Fifas, S. : 09/35,
Fisknes and Doving : 08/05.
Fontenelle, G. et al. : 08/34.
Forman, S.O. : 18/33.
Forsberg, E.D. : 06/10.
Foumel, F. et al. : 08/34.
Fraga, F. y F. Vives : 07/10.
Frank, K.T. and W.C. Leggett : 06/14.
Frantsi, C. et al. : 08/20.
Fraser, T.M. Jr : 16/03.
Fredericks, L. et al. : 18/28.
Fréon, P. : 21/21.
Fricke, P. : 16/03.
Frithsen, J.B. : 12/33.

G

Gaignon, J.-L. : 08/35.
 Gale, R.P. and M.L. Miller : 16/02, 16/06.
 Garcia, S. : 01/19, 21/08, 21/14, 21/21.
 Garcia, S. et F. Poincard : 20/10.
 Garcia, S. et al. : 21/11.
 Gardner, M. : 14/14.
 Garrod, D. : 04/05.
 Garstang, W. : 01/16, 02/01, 02/02.
 Gates, J.M. : 13/13, 14/18.
 Gates, J.M. and V.J. Norton : 13/17.
 GESAMP : 12/03, 12/27.
 Gifford Pinchot : 16/15.
 Gilly, B et A. Maucorps : 22/20.
 Gislason, H. : 03/17.
 Gislason, H. and T. Helgason : 03/13, 03/15.
 Glantz, M.H. : 05/01, 22/09.
 Glantz, M.H. and N. Orlovsky : 19/02, 19/03.
 Glantz, M.H. and J.D. Thompson : 07/05.
 Glantz, M.H. et al. : 05/02, 22/10.
 Gomez, E.D. and H.T. Yap : 18/21.
 Godelier, M. : 22/36.
 Goodenough, W.H. : 16/22.
 Gordon, H.S. : 01/10, 01/20, 01/21, 13/02, 13/25, 21/03.
 Gouïgou, J.-L. : 22/19.
 Gouilletquer, P. and M. Héral : 07/20, 07/21.
 Govoni, J.J et al. : 06/07.
 Gowen, R.J. et al. : 10/13.
 Graham, M. : 01/16, 02/02, 13/02, 13/25, 16/14, 16/15, 21/01, 21/02, 21/03, 21/06, 21/19.
 Gramsci, A. : 01/39.
 Griffin, W.L. et al. : 18/20.
 Grizel, H. : 11/04, 11/07, 11/18.
 Grizel, H. et G. Tigé : 11/13.
 Grosslein, M.D. : 03/07.
 Grotius, H. : 01/09, 16/04.
 Grover, J.H. : 16/23.
 Gruet, T. : 11/08.
 Grygierek, E. and B. Wasilewska : 10/22.
 Guðjonsson, T. : 08/11.
 Gulland, J.A. : 01/01, 01/02, 01/03, 02/02, 02/03, 02/11, 02/14, 03/04, 03/07, 03/11, 16/02, 20/15, 20/17, 21/04, 21/05, 21/06, 21/09, 21/12, 21/17, 21/20, 21/23.

Gulland, J.A. and L.K. Boerema : 19/20, 21/15.
 Gulland, J.A. and S. Garcia : 21/21.

H

Halliday, R.G. : 21/08.
 Hannesson, R. : 21/06, 21/14, 22/20, 22/27, 22/42.
 Hannesson, R. and L.G. Anderson : 01/40.
 Hansen, B. et al. : 05/18.
 Hansen, T. : 15/14.
 Hanson, A.J. et al. : 17/03.
 Hara, T.J. et al. : 08/05.
 Harache, Y. : 01/35, 08/10, 10/16, 22/14.
 Harache, Y. and A.J. Novotny : 08/23.
 Harache, Y. et al. : 08/23.
 Harden-Jones, F.R. : 08/05.
 Hardin, G. : 01/22, 16/05, 19/07, 20/08.
 Harris, C.C. and E.P. Bergensen : 10/06.
 Harshbarger, J.C. et al. : 11/09.
 Haskin, H.H. and S.E. Ford : 11/25.
 Hasler, A.D. et al. : 08/05, 08/36.
 Hasslof, O. et al. : 16/03.
 Haury, et al. : 04/17.
 Haven, D.H. et al. : 11/04.
 Haxel : 15/20.
 Healey, M.C. : 08/27.
 Heilbronner, R.L. : 16/01, 22/09, 22/18, 22/24.
 Heinke, F. : 01/16, 01/18, 02/01, 02/02, 21/02.
 Helgason, T. and H. Gislason : 03/11.
 Hempel, G. : 03/02, 03/05, 06/01, 21/20.
 Hénocque, Y. : 08/20, 08/37.
 Hensen, V. : 06/23.
 Héral, M. : 07/04, 07/08, 07/10.
 Héral, M. et J.M. Deslous-Paoli : 07/12, 07/31.
 Héral, M. et al. : 01/10, 07/06, 07/07, 07/10, 07/11, 07/12, 07/13, 07/14, 07/15, 07/16, 07/17, 07/19, 07/20, 07/21, 07/25.
 Herbinger, C. : 08/22.
 Héribel, M. : 16/19.
 Hervé, C. : 07/01.
 Hewitt, R.P. et al. : 06/24, 06/26.
 His, E et R. Robert : 07/03, 12/17, 12/34.
 His, E. et al. : 12/17, 12/34.
 Hislop, J.R.G. et al. : 03/17.

Hjort, J. : 01/16, 04/17, 05/10, 06/06, 06/07, 06/10, 06/11, 06/25, 16/14, 21/02, 21/20, 22/01, 22/11.
 Hoar, W.S. : 08/06.
 Hofsdadter, D.R. : 13/21.
 Hogg, N.G. : 05/33.
 Holliday, D.V. : 06/24.
 Hornell, J. : 16/03.
 Horwood, J.W. and D.H. Cushing : 08/31.
 Hotelling : 13/24.
 Howard, G.V. : 16/03.
 Howard, G.V. and E. Geoffrey : 16/03.
 Hunter, J.R. and S.R. Goldberg : 06/26.
 Hunter, J.R. and C.A. Kimbrell : 06/11.
 Hunter, J.R. and C.T. Mitchell : 05/09.
 Hunter, J.R. and G.D. Sharp : 05/19, 05/33.
 Huppert, D.D. : 15/22.
 Huppert, E.H. and K. Bryant : 05/33.
 Hurlbert, S.M. and M.S. Mulla : 10/27.
 Husby, D.N. and C.S. Nelson : 06/14.
 Huxley, T.H. : 21/08.
 Hyatt, K.D. and J.G. Stockner : 10/13.

I

ICES : 03/11, 03/14, 03/16, 03/17, 03/18, 03/19, 03/20, 03/21, 03/22, 03/24, 11/16, 21/12.
 Idyll, C. : 14/14.
 IFREMER : 03/09, 03/26.
 Iles, T.D. and M.M. Sinclair : 05/19, 06/15.
 Incze, L.S. et al. : 07/09, 07/10.
 IOC : 05/02, 05/21.
 IPFC : 16/19.
 Isaksson, A. : 08/05, 08/12, 08/19, 08/20, 08/22, 08/23, 08/24, 08/27, 08/30.
 Isaksson, A. and P.K. Bergman : 08/12, 08/22, 08/24.
 Ise, J. : 14/12, 14/24.

J

Jarrod, R.H. and G.V. Everett : 01/14.
 Jentot, S. : 22/39, 22/42.
 Jevons, W.S. : 22/09.
 Jones, C. : 06/23.
 Jones, R. : 03/02.

Johda, N.S. : 19/07.
 Johannes, R.E. : 05/15, 16/03, 16/06, 18/33, 21/05.
 Johnson, D.F. : 05/13.
 Johnson, K.A. : 08/22.
 Johnston, D.M. : 16/04.
 Joyner, T. : 08/03, 08/10.

K

Kaczynsky, V. : 20/06, 20/07, 20/09.
 Kaczynsky, V. and D. Leviet : 20/09.
 Kailis, M.G. : 21/26.
 Kassibo, B. : 16/07, 21/12, 22/36, 22/39.
 Katkansky et al. : 11/08.
 Katz, R.W. and M.H. Glantz : 22/08.
 Kawasaki, T. : 05/02.
 Kearney, J.F. : 22/40.
 Keen, E.A. : 22/37.
 Keizer, P.D. et al. : 07/25.
 Kérouédan, P. : 08/34.
 Kesteven, G.L. : 01/40.
 Kidron, M. and R. Segal : 16/05.
 Kingsford, M.J. and J.H. Choat : 05/23.
 Kinne, O. : 11/09.
 Klee, G.A. : 18/33, 19/12.
 Klingbeil, R.A. : 06/04.
 Knetsch, J.L. : 22/36.
 Kobayashi, T. : 08/10, 08/17, 22/14.
 Koers, A. : 20/22.
 Kondo, K. : 04/05, 06/17.
 Kostow, J.A. : 21/21.
 Kostow, J.A. et al. : 05/02, 05/03.
 Kullenberg, G. : 12/09.
 Kurien, J. : 22/31, 22/39, 22/42.
 Kvenseth, G. : 08/38.

L

Laevastu, T.F. and H.A. Larkins : 03/10.
 Laevastu, T.F. et al. : 03/10.
 Laffer : 14/14.
 Lamson, C. : 04/01.
 Lane, F.C. : 22/25.
 Langmuir, I. : 05/22.
 Larkin, P.A. : 01/26, 01/35, 08/01, 08/38, 08/39, 16/18, 21/26, 21/27, 22/04.
 Larsson, N.O. : 08/24, 08/27, 08/28.
 Larsson, N.O. and P.O. : 08/14, 08/27.
 Larsson, P.O. : 08/09, 08/15.

- Lasker, R.* : 05/03, 05/11, 05/13, 06/07, 06/08, 06/19, 06/22.
Lasker, R. et al. : 06/23, 22/11.
Lasserre, P. et al. : 08/04.
Lassus, P. : 12/23.
Last, J.M. : 06/07.
Laurec, A. et J.-C. Le Guen : 02/02, 02/03, 02/04.
Laurec, A. et L. Santarelli : 17/14.
Laurec, A. et al. : 09/42.
Laurence, G.C. : 03/04.
Lauris, R.M. : 06/23.
Lawson, R.M. : 18/08, 18/25.
Lazarro, X. : 10/25, 10/27.
Le Dantec, J. : 07/07.
Le Déan, L. et J. Devineau : 12/13.
Le Gall, G. et al. : 11/09, 11/25.
Le Gall, J.-Y. : 08/38.
Le Gall, J.-Y. et al. : 08/38.
Le Guen, J.-C. : 02/13, 02/14.
Lehay, D. : 09/28.
Leibovich, S. : 05/34.
Leibovitz, L.R. et al. : 11/09.
Leigh, M. : 20/22.
Leng, G. : 19/04.
Lepage, H. : 01/07.
Lepiz, L.G. and J.G. Sutinen : 13/23.
Leviel, D. : 01/26, 16/06.
Librero, A. et al. : 18/28.
Lilburn, B. : 15/19, 15/22.
Lillelund, K. and R. Lasker : 06/11.
Li Sifa : 10/04, 10/08, 10/09, 10/10, 10/11, 10/14.
Lo, N.C.H. : 06/11, 06/19.
Lockley, R.M. : 05/09.
Longuet-Higgins, M.S. : 05/22, 05/34.
Luscan, S.V. : 10/21.
- M**
- Macarov, S.* : 10/01.
McArthur and Wilson : 17/07.
McCall, A.D. : 19/14.
McCall, A.D. et al. : 06/16, 06/17.
McCay, B.J. and J.M. Acheson : 22/25, 22/33, 22/37.
McConaugh, J.R. et al. : 05/14.
McDonald, B.A. and R.J. Thompson : 09/38.
McGlade, J. : 22/09.
McGoodwin, J.R. : 01/23, 15/05, 16/06, 21/07, 21/12.
McGowan, J.C. and A. Mellors : 12/32.
McHugh, J.L. : 19/16.
McInnes, J.R. : 12/32.
McIsaac, D.O. and T.P. Quinn : 08/05, 08/30.
McKenzie, W.C. : 01/13, 01/32, 01/37, 17/21, 18/01, 18/29, 21/12, 21/13, 22/21.
Mackin, J.G. : 11/05.
McKleown, B.A. : 08/05.
McLeave, J.D. et al. : 08/05.
McNaught D.C. and A.D. Hasler : 05/23.
McNeil, W.J. : 08/05, 08/16, 08/17, 08/19, 08/33.
Magrath, W. : 22/37.
Maiolo, J.R. and M.K. Orbach : 16/03, 21/13.
Malinowski : 22/33.
Malins, D.C. et al. : 12/15.
Maltby, E. : 01/11.
Malthus : 22/37.
Mamcarz, A. and M. Nowak : 10/07.
Mandelbrot, B. : 13/21.
Mantoux, P. : 15/04.
Marasco, R.J. and M.L. Miller : 16/19.
Marchand, M. : 12/09.
Marr, J.C. : 06/05.
Marshall, T.L. : 08/12.
Marshall Sahlins : 01/23, 01/24.
Martin, J.F. : 10/17.
Martin, P.S. : 01/23.
Martoja, M. et R. : 12/11.
Martosubroto, P. and N. Naamin : 18/22.
Mason, J. : 07/10, 09/38.
Mathisen, O.A. and T. Gudjonsson : 08/11.
Matsuda, Y. : 15/14.
Matsumoto, W.M. et al. : 05/09.
Matthews, S.B. : 08/03, 08/33.
Mauser, G.A. : 16/22.
Mayr, E. : 05/07.
Mazurié, J. : 11/12.
Mehl, S. and T. Westgård : 03/17.
Menesguen, A. : 07/21.
Menesguen, A. and L. Drévès : 09/35.
Mercer, M.C. : 03/04, 03/09.
Methot, R.D. : 06/08, 06/20, 06/21, 06/23, 06/24.
Meuriot, E. : 01/09, 01/12, 01/13, 02/22, 02/26, 13/03, 13/24, 13/25, 13/26, 16/13, 17/03, 17/13, 17/21, 21/06.
Meuriot, E. et E. Foucher : 01/30, 17/20.
Meuriot, E. and J.M. Gates : 13/23.

Meuriot, E. et B. Gilly : 13/13.
 Meuriot, E. et H. Grizel : 11/04.
 Meuriot, E. et al. : 01/18.
 Meyers, T.R. and J.D. Hendricks : 12/16.
 Mialhe, E. et al. : 11/08, 11/14, 11/24.
 Michael, R.G. : 10/02.
 Miles, E.L. : 16/05, 16/19, 20/05, 20/06,
 20/07, 20/08.
 Miles, E.L. et al. : 20/24.
 Miller, M.L. : 16/03.
 Miller, M.L. and R.P. Gale : 16/06.
 Miller, M.L. and Van Mannen : 16/03.
 Miller, M.L. et al. : 16/06, 16/15, 16/21.
 Miossec, L. et G. Bocquené : 12/11.
 Moller, H. : 12/15.
 Mollett, N. : 15/06, 15/16, 15/22.
 Moore, E.J. : 13/28.
 Moore, G. : 20/04.
 Moser, H.G. : 06/22.
 Mourton, C. : 11/14.
 Mrosovsky, W. : 08/38.
 Muir, J. : 16/15.
 Muller-Feuga, A. et J. Quérellou : 08/37,
 09/07.
 Munk, P. : 06/24.
 Munro, G.R. : 20/16, 20/17.
 Munro and Palovina : 18/33.
 Murphy, G.I. : 19/13, 19/14.
 Myers, R.A. : 08/23.
 Mysak, L.A. et al. : 05/03.

N

Nagahama et al. : 08/17.
 Naylor, T. and J.M. Finger : 13/28.
 Neave, F. : 08/05.
 Needler, A.W.H. and R.R. Logie : 11/05.
 Nelder, J.A. and R. Mead : 07/21.
 Neuman, J. von and O. Morgenstern :
 13/21.
 Nietzsche, F. : 21/28.
 Nikolski, G.V. : 03/04.
 Novotny, A.J. : 08.24.

O

Oakerson, R.J. : 17/06, 22/36.
 O'Boyle, R.N. et al. : 05/16.
 OCDE : 01/11, 01/15, 12/12, 16/19.
 O'Connell, C.P. : 06/07, 06/25, 06/26.

O'Connell, C.P. and L.R. Raymond :
 06/07.
 Olah, J. : 10/17, 10/18.
 Olson, R.J. and C.H. Boggs : 05/08.
 Opuszynski, K. : 10/27.
 Oregon State University : 15/22.
 Ostrom, E. : 22/36.
 Orton, J.H. : 11/05.
 Owen, R.W. : 05/11.

P

Panayotou, T. : 01/38, 15/23, 16/18,
 17/03, 18/22, 18/27, 18/30, 18/32, 18/33,
 18/35, 18/36, 21/06, 21/12, 21/24.
 Panayotou, T. and D. : 01/36.
 Panella, G. : 06/23.
 Pareto, V. : 20/16.
 Parker, K. : 06/22.
 Parrish, R.H. : 05/03, 05/25.
 Parrish, R.H. et al. : 05/12, 05/15, 05/22,
 06/13, 06/14.
 Paulet, Y.M. : 09/33.
 Paulet, Y.M. et S. Fifas : 09/31.
 Pauly, D. : 05/08, 18/10.
 Pauly, D. and C. T. Eng : 21/07.
 Pauly, D. and M. Soriano : 04/05.
 Pauly, D. and I. Tsukayama : 05/15,
 21/16.
 Payne, I. : 10/15.
 Peacock, F.G. and D.A. McFarlane :
 15/20.
 Pearl, R. : 13/02.
 Pearse, P.H. : 15/22, 18/33.
 Pella, J.J. and P.K. Tomlinson : 13/08.
 Pérez, R. et al. : 11/08.
 Peterman, R.M. : 08/32, 08/33, 22/14,
 22/15.
 Peterman, R.M. and M.J. Bradford :
 05/12, 06/09.
 Peterman, R.M. et al. : 04/18, 05/07,
 06/09.
 Petersen, C.G.J. : 02/02, 16/14, 21/02.
 Petersen, C.G.J. et al. : 09/01.
 Peterson, H. : 08/22, 08/23, 08/27.
 Peterson, W.T. et al. : 05/21.
 Philips, O.M. : 05/34.
 Picquelle, S.J. and R.P. Hewitt : 06/11,
 06/12.
 Piggins, D.J. : 08/20, 08/23, 08/24,
 08/27.
 Pinkerton, E. : 22/39.

Platteau, J.-P. : 22/35, 22/39.
 Platt, T. and Subba Rao : 01/04.
 Pline : 11/02.
 Plusquellec, A. et al. : 12/19.
 Poder, M. et al. : 11/14.
 Poggie, J.J. : 16/22.
 Pollnac, R. : 15/06, 16/20, 16/22.
 Pollnac, R.B. and S.J. Littlefield : 16/20.
 Pommeranz, T. and H.G. Moser : 06/25.
 Ponsard, J.P. : 14/03.
 Pontecorvo, G. : 14/16.
 Pope, J.G. : 03/11.
 Prieur, D. : 09/28.
 Prouzet, P. : 08/12, 08/19, 08/21, 08/22, 08/23, 08/34.
 Prouzet, P. et P. Davaine : 08/03.
 Prouzet, P. et J. Dumas : 08/08.
 Prouzet, P. et J.-L. Gaignon : 08/06, 08/30.
 Purcell, J.E. : 06/11.
 Pyefinch, K.A. : 08/27.

Q

Qisheng, T. : 21/20.
 Quérellou, J. : 09/07.
 Quinn, T.P. : 08/05.
 Quinn, T.P. and K. Fresh : 08/30.

R

Radovich, J. : 19/18.
 Ranson, G. : 11/01.
 Rass, T.S. et F. Carré : 17/05.
 Rawls, J. : 22/32.
 Regier, H. A. : 21/27.
 Regier, H. A. and F.D. McCracken : 01/28.
 Reintjes, J.W. : 16/23.
 Rettig, R.B. : 15/22, 22/38.
 Rettig, R.B. and J.C. Ginter : 15/22, 15/30, 16/05.
 Ricardo, D. : 01/20, 13/01.
 Richards, F.A. : 05/15.
 Richardson, E.J. and J.M. Gates : 13/13.
 Ricker, W.E. : 01/16, 02/02, 02/11, 02/15, 03/01, 04/02, 04/05, 06/16, 08/08, 08/30, 13/02, 16/15, 19/12, 21/03, 21/19, 21/20.
 Rigler, F.H. : 21/01, 21/19.
 Ritter, J.A. : 08/28.

Ritter, J.A. and T.G. Carey : 08/12, 08/24.
 Robinson, M.A. : 01/11, 01/15, 20/23.
 Robinson, W.L. : 15/19.
 Roedel, P.M. and S. Saila : 21/24.
 Roemer, M. : 19/19.
 Rogers, D.E. : 08/33.
 Rogers, E.M. : 16/09.
 Rosenberg, R. and L.O. Loo : 07/10.
 Rosenfield, A. : 11/05.
 Rothlisberg, B.J. : 05/13, 05/22.
 Rothlisberg, B.J. et al. : 05/22.
 Rothschild, B.J. : 01/16, 01/34, 03/25, 04/05, 04/12, 04/17, 04/22, 05/01.
 Rothschild, B.J. and T.R. Osborn : 04/15, 04/16, 05/02, 22/08.
 Rothschild, B.J. et al. : 10/06, 13/28, 14/25.
 Royce, W.F. : 16/02, 16/13, 16/14, 16/17, 16/18, 16/19, 21/25.
 Royce, W.F. et al. : 05/10.
 Ruddiman, W.F. : 05/03.
 Ruddle, K. : 01/26, 15/06, 15/17, 16/18, 17/20.
 Ruddle, K. and T. Akimichi : 16/03, 16/06, 17/20.
 Ruffié, J. : 01/40.
 Runge, C.F. : 01/2, 22/37.
 Russell, E.S. : 02/02, 21/02.
 Ryther, J.H. : 05/15.

S

Saetersdal, G. : 20/14, 20/15, 20/17.
 Sahrhage, D. : 01/04.
 Sahrhage, D. and G. Wagner : 03/05.
 Sakiyama, T. : 15/18.
 Salaiin, M. : 09/26, 09/30.
 Salaiin, M. et al. : 09/31.
 Sandercock, F.K. and E.T. Stone : 08/20.
 Sastry, A.N. : 09/38.
 Saunders, R.L. : 08/13.
 Saunders, R.L. et al. : 08/23.
 Sauriau, P.G. : 07/27.
 Saville, A. : 03/07.
 Scamecchia, D. : 08/06, 08/31.
 Schaefer, M.B. : 01/16, 02/02, 03/10, 04/05, 13/02, 13/08, 16/15, 21/03, 21/19, 21/23.
 Schelle, K. and B. Muse : 15/28.
 Schnute, J. : 07/21.
 Scott, A. : 14/12.

- Scott, A. and P.A. Nehrer : 14/01.
 Scott, A.D. : 13/25, 21/03.
 Scura, E.D. and C.W. Jerde : 06/07,
 06/08.
 Serra, J.R. : 06/04.
 Sette, O.E. : 06/07.
 Shanks, A.L. : 05/23, 05/34.
 Sharma, A.H.V. : 18/21.
 Sharp, G.D. and J. Csirke : 05/06.
 Sharp, G.D. et al. : 21/17.
 Shelbourne, J.E. : 08/37.
 Shelton, P.A. and L. Hutchings : 06/14,
 Shepard, R.N. et al. : 16/22.
 Shepherd, J.G. : 01/32.
 Shepherd, J.G. et al. : 05/06.
 Sherman, K. and L.M. Alexander : 03/06.
 Shomura, R.S. and R.A. Barkley : 05/16.
 Shumacher, A. : 06/04.
 Silvert, W. : 03/09.
 Silvert, W. and L.M. Dickie : 03/09.
 Simon, H.A. : 13/28.
 Simpson, J.H. and J.R. Hunter : 05/33.
 Sinclair, M.M. : 01/34, 02/03, 04/19,
 05/12, 05/15, 05/20, 06/15, 08/37,
 09/39, 22/04, 22/06, 22/07, 22/08,
 22/10, 22/11.
 Sinha, V.R.P. : 10/23, 10/24.
 Sissenwine, M.P. : 03/04, 03/07, 03/08,
 21/21.
 Slobokin, L.B. : 21/27.
 Smith, A. : 15/01.
 Smith, C.L. and W.Wick : 16/03.
 Smith, I.R. : 01/15, 05/15, 17/03, 18/22,
 21/12, 21/24.
 Smith, I.R. and T.Panayotou : 16/06,
 18/32.
 Smith, J. : 14/12.
 Smith, M.E. : 16/03.
 Smith, P.E. : 06/24.
 Smith, P.E. et al. : 06/24.
 Smith, V.L. : 13/01.
 Sourmia, A. : 09/24.
 Soutar, A. and J.D. Isaacs : 03/07, 05/25,
 06/02, 06/03, 21/21.
 Spangler, G.R. et al. : 03/07.
 Sparre, P. : 03/08, 03/13.
 Spehr, A. : 16/03.
 Spiecer, E.H. : 16/22.
 Staples, D.J. and D.J. Vance : 05/13.
 Steele, J.H. : 03/01, 03/02.
 Stephens, K. et al. : 08/33.
 Stevenson, J.C. : 21/04.
 Stokes, R.L. : 15/22.
 Stoeker, D.K. and J.J. Govoni : 06/07.
 Stolte, L.W. : 08/10.
 Stone, C.D. : 19/23.
 Stradmeier, L. : 08/28.
 Strass, V. and J.D. Woods : 05/24.
 Sturgess, N.H. and T.H. Meany : 15/22.
 Sugano and Sasaki : 08/23.
 Sumari, O. and J. Toivonen : 08/14,
 08/15.
 Susuki, R. : 10/13.
 Svejkovsky, J. : 06/23.
- T**
- Takeuchi, T. et al. : 11/05.
 Tane, J.-P. et H. Léthier : 08/34.
 Tang : 09/38.
 Tao Zhu Gong : 10/01.
 Tapiador, D.D. et al. : 10/12.
 Taylor, G.I. : 05/16.
 Taylor, L.R. and R.A.J. : 08/05.
 Templeman, W. and J.A. Gulland :
 21/11.
 Tennakoon, M.U.A. : 19/04.
 Theilacker, G.H. : 06/07, 06/25, 06/26.
 Theilacker, G.H. and K. Dorsey : 06/02.
 Theilacker, G.H. and R. Lasker : 06/11.
 Theilacker, G.H. et al. : 06/22.
 Thibault, M. : 08/33, 08/34.
 Thibault, M. et R. Billard : 10/06.
 Thompson, J.D. : 19/02, 19/15.
 Thompson, W.F. and F.H. Bell : 02/02,
 16/14.
 Thomson, D. : 01/14, 17/03.
 Thorpe, J.E. : 08/03, 08/04, 08/06,
 08/17, 08/19, 08/20, 08/22, 08/23,
 08/31, 08/32.
 Thorson : 09/40.
 Thouzeau, G. et C. Hily : 09/23.
 Thouzeau, G. et D. Lehay : 09/24.
 Tigé, G. et H. Grizel : 11/13.
 Tiphaigne de la Roche, G.F. : 21/07.
 Troadec, J.-P. : 01/07, 01/13, 01/35,
 04/06, 04/11, 11/03, 14/07, 16/18,
 17/21, 18/20, 19/15, 20/16, 20/17,
 21/05, 21/08, 21/12, 21/19, 22/08,
 22/29.
 Troadec, J.-P. et C. Alzieu : 12/38.
 Troadec, J.-P. et A. Maucorps : 16/19.
 Troadec, J.-P. et al. : 03/07.
 Turner, R.E. : 18/21.

U

UNEP : 19/17.
 UNEP/GESAMP : 19/16.
 UNEP/UNEP/COM : 19/03.
 UNIDO : 17/03.
 Ursin, E. : 03/03, 03/08, 03/10, 03/10,
 03/14, 03/15.
 Ursin, E. and K.P. Andersen : 03/03.

V

Van Aalst : 12/10.
 Van Banning, P. : 11/18.
 Van Bynkershoek, C. : 16/04.
 Van Heukeleem, W.F. and S.D. Sulkin :
 05/14.
 Vasseur, P. et al. : 12/33.
 Ventilla, R.F. : 09/03.
 Verzier, J. : 10/23.
 Vibert, R. : 08/39.
 Vidal-Giraud, B. : 18/33.
 Vighi, M. and D. Calamari : 12/32.
 Villemarqué, J. de la : 03/17.
 Vincent, T.L. et al. : 03/27.

W

Wade, R. : 22/39, 22/42.
 Wahle, R.J. : 08/02, 08/09.
 Wahle, R.J. et al. : 08/02, 08/16.
 Wallace, B. : 15/22.
 Walras, L. : 22/01.
 Walters, C.J. : 03/28, 15/30, 22/13.
 Walters, C.J. and J.S. Collie : 01/34,
 04/11, 09/41.
 Walters, C.R. et al. : 08/33.
 Wankowski, A.F. and J.E. Thorpe : 08/31.
 Warming, J. : 01/01, 01/20, 13/02, 13/25,
 21/03, 22/22.
 Watanabe : 04/05.
 Waugh, G.D. : 08/09.
 Weber, J. : 01/09.
 Widdows, J. et al. : 07/10.
 Wiebe, P.H. et al. : 06/25.
 Wiegert, R.G. and E. Penas-Lado : 07/10.
 Wild, A. and T.J. Foreman : 06/23.
 Williot, P. : 08/37.
 Wolf, P. and P.E. Smith : 06/17.

Wolf, K.U. and J.D. Woods : 05/11,
 05/24.
 Wolff, M. : 09/38.
 Wood, R.J. : 05/22.
 Wooster, W.S. and M.L. Miller : 16/03,
 16/20.
 Wroblewski, J.S. : 05/21.

X

Yonezawa, K. : 20/24.
 Youngston, A.F. and T.G.H. Simpson :
 08/20.

Reproduction photomécanique
IMPRIMERIE LOUIS-JEAN
BP 87 — 05003 GAP Cedex
Tél. : 92.51.35.23
Dépôt légal : 55 — Janvier 1990
Imprimé en France
