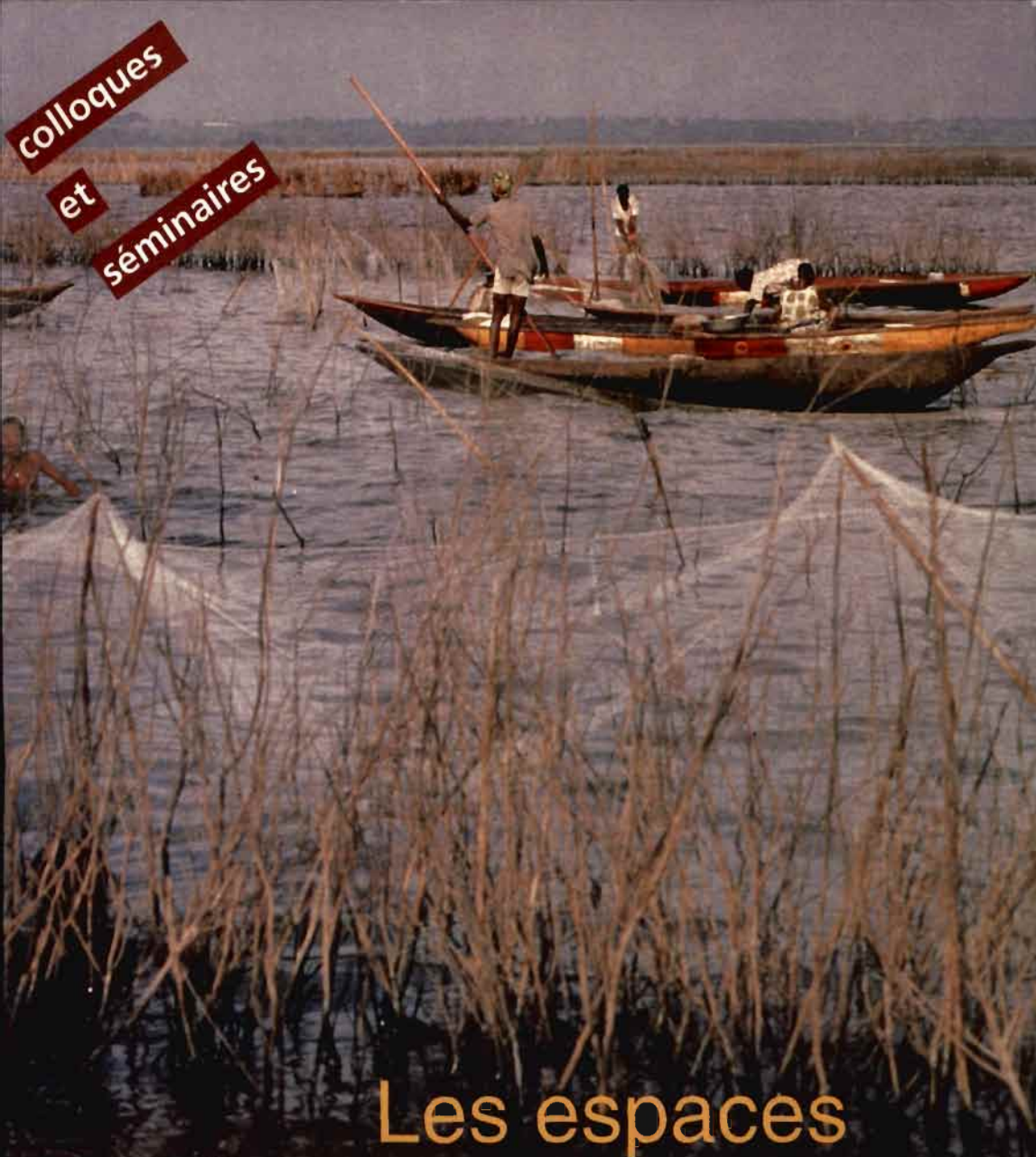


colloques
et
séminaires



Les espaces de l'halieutique

Editeurs scientifiques

Didier Gascuel

Pierre Chavance

Nicolas Bez

Alain Biseau



Les espaces de l'halieutique

4^e Forum halieumétrique
Rennes, 29 juin - 1^{er} juillet 1999

Organisé par l'Association française d'halieumétrie
avec le soutien de l'Ensa-Rennes, l'Ifremer, l'IRD,
et le Conseil Régional de Bretagne

Les espaces de l'halieutique

Éditeurs scientifiques
Didier Gascuel
Pierre Chavance
Nicolas Bez
Alain Biseau

Éditions IRD
INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

collection Colloques et séminaires

Paris, 2000

Mise en page

Marie-Christine Pascal

Fabrication

Catherine Plasse

Maquette de couverture

Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure

Catherine Plasse

Photo de couverture

IRD/C. Lévêque : « Acadjas dans le lac d'Nokoné. Bénin 1981 ».

La loi du 1^{er} juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD Éditions, 2000

ISSN : 0767-2896

ISBN : 2-7099-1461-1

Remerciements

Le quatrième Forum halieumétrique a été organisé grâce au soutien financier de :

- la direction scientifique de l'Ensar (École nationale supérieure agronomique de Rennes) ;
- le département Ressources Halieutiques de l'Ifremer (Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer) ;
- la commission scientifique Hydrobiologie et Océanographie de l'IRD (Institut de recherche pour le développement) ;
- la Région Bretagne.

Le ministère des Affaires étrangères a pris en charge les déplacements de plusieurs collègues, chercheurs dans les pays d'Afrique francophones.

L'Ensar a mis à disposition les locaux et le matériel qui ont permis l'organisation de cette manifestation.

Les éditeurs tiennent également à remercier très sincèrement :

- les conférenciers invités qui ont apporté au quatrième Forum Halieumétrique un regard extérieur sur l'étude des phénomènes spatialisés ;
- les présidents des différentes sessions, les animateurs de débats et l'ensemble des intervenants qui ont permis le succès scientifique de ce colloque ;
- les chercheurs qui ont assuré la relecture et l'arbitrage des textes publiés dans ce document ;
- Catherine Le Penven, qui a assuré le secrétariat du colloque ainsi que la mise en page des pré-actes et Marie-Christine Pascal, qui a mis en forme les textes édités ici ;
- les personnels de l'Ensar qui ont contribué au bon déroulement de cette manifestation.

Liste des auteurs

Anthony Acou, Fish-Pass, 91 rue de Saint-Brieuc,
35000 Rennes, France

Eliane Allagbada, Cours Suprême, BP 13 794, Niamey,
Niger, e-mail : doka@intnet.ne

Olivier Arino, IRD, 32 avenue Henri Varagnat,
93143 Bondy, France, e-mail : Ovide.Arino@bondy.ird.fr

Pascal Bach, IRD, Laboratoire HEA, BP 5045,
34032 Montpellier cedex 1, France,
e-mail : bach@mpl.ird.fr

Robert Bellail, Ifremer, DRV/RH, 8, rue François Toullec,
56100 Lorient, France, e-mail : robert.bellail@ifremer.fr

Laure Bernadac, IRD, BP 165, 97323 Cayenne, Guyane

Patrick Berthou, Ifremer RH, centre de Brest, BP 70,
29280 Plouzané, France,
e-mail : Patrick.Berthou@ifremer.fr

Arnaud Bertrand, centre IRD Bretagne, BP 70,
29280 Plouzané, France, e-mail : Arnaud.Bertrand@ird.fr

Nicolas Bez, centre de géostatistique, École des Mines
de Paris, 77300 Fontainebleau, France,
e-mail : bez@cg.ensmp.fr

Alain Biseau, Ifremer, 8 rue François Toullec,
56100 Lorient, France, e-mail : Alain.Biseau@ifremer.fr

Tidiane Bouso, Isra-CRODT, BP 2241, Dakar, Sénégal

Jean-Claude Brêthes, Institut des Sciences de la Mer de
Rimouski, CP 3300, Rimouski, Québec, G5L 3M3, Canada,
e-mail : jean-claude_brethes@uqar.quebec.ca

Alain Caverivière, IRD, Laboratoire HEA, BP 5045,
34032 Montpellier cedex 1, France,
e-mail : Alain.Caveriviere@ird.sn

Emmanuel Charles-Dominique, Laboratoire HEA,
BP 5045, 34032 Montpellier cedex 1, France,
e-mail : charldom@mpl.ird.fr

Pierre Chavance, IRD, BP 1386, Dakar, Sénégal,
e-mail : chavance@ird.sn

Espérance Cillaurren, IRD, LER, BP 5045, 34032
Montpellier cedex 1, France, e-mail : cillaur@mpl.ird.fr

Philippe Cury, IRD, MCM, PO Box X2, Rogge Bay,
8012 Cap Town, Afrique du Sud,
e-mail : pcury@sfri.wcape.gov.za

Gilbert David, LER, BP 5045, 34032 Montpellier cedex 1,
France, e-mail : david@mpl.ird.fr

Olivier Dedieu, Sciences politiques, Centre comparatif
d'études sur les politiques publiques et les espaces locaux,
Faculté de Droit, 39 rue de l'Université,
34060 Montpellier cedex 1, France

Eric De Oliveira, centre de géostatistique, École des Mines
de Paris, 77300 Fontainebleau, France,
e-mail : oliveira@cg.ensmp.fr

Emmanuelle Despres, Centre d'études de projets,
Faculté des Sciences économiques, BP 9606,
34054 Montpellier, France

Mamadou Diallo, CNSHB, BP 3738, Conakry, Guinée

Mika Diop, CNROP, BP 22, Nouadhibou, Mauritanie

François Domain, IRD-CNSHB, BP 1984, Conakry, Guinée,
e-mail : fdomain@eti-bull.net

Gilles Domalain, Laboratoire HEA, BP 5045, 34032
Montpellier cedex 1, France, e-mail : domalain@mpl.ird.fr

Alain Fonteneau, IRD, BP 570, Victoria, Seychelles,
e-mail : irdsey@pop.seychelles.net

Guy Fontenelle, Ensar Halieutique, 65 rue de Saint-Brieuc,
CS 84125, 35042 Rennes cedex, France,
e-mail : fontenel@roazhon.inra.fr

Pierre Fréon, IRD, MCM, PO Box X2, Rogge Bay,
8012 Cap Town, Afrique du Sud,
e-mail : pfreon@sfri.wcape.gov.za

Serge M. Garcia, département des Pêches de la FAO,
Via delle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italie,
e-mail : Serge.garcia@fao.org

Didier Gascuel, Ensar Halieutique, 65 rue de Saint-Brieuc,
CS 84125, 35042 Rennes cedex, France,
e-mail : dgascuel@roazhon.inra.fr

Sophie Goedefroit, PNRC, BP 373, 401 Mahajanga,
Madagascar, e-mail : pnrcc@malagasy.com

David Guyomard, Ifremer Réunion, BP 60, 97822 Le Port
cedex, France, e-mail : Dguyomard@guetali.fr

M. Hayashi, Waseda University School of Law,
1-6-1 Nishi-waseda, Shinjuku-ku, Tokyo 160-8050, Japon,
e-mail : hayashim@mn.waseda.ac.jp

C. Hérisse, IRD, BP 84, Bamako, Mali

Cheikh Inejih, CNROP, BP 22, Nouadhibou,
R.I. de Mauritanie

Erwan Josse, centre IRD Bretagne, BP 70,
29280 Plouzané, France, e-mail : josse@ird.fr

Didier Jouffre, IRD, BP 1386, Dakar, Sénégal,
e-mail : jouffre@ird.sn

Pascal Laffaille, Université de Rennes 1, Laboratoire
d'évolution des systèmes naturels et modifiés,
UMR EcoBio 6553, Campus Beaulieu,
35042 Rennes cedex, France,
e-mail : pascal.lafaille@univ-rennes1.fr

Jean-Yves Le Gall, Ensar Halieutique, 65 rue de Saint-
Brieuc, CS 84125, 35042 Rennes cedex, France,
e-mail : legall@agrorennes.educagri.fr

Bertrand Le Gallic, CEDEM, UBO, 12 rue de Kergoat,
BP 816, 29285 Brest cedex, France,
e-mail : Legallic@roazhon.inra.fr

Michel Lemoine, Ifremer, Laboratoire DRV-RH,
station de Port-en-Bessin, Av. du Général de Gaulle,
14520 Port-en-Bessin, France,
e-mail : Michel.Lemoine@ifremer.fr

Olivier Le Pape, Ifremer, Laboratoire DRV-RH,
station de Port-en-Bessin, av. du Gal De Gaulle,
14520 Port-en-Bessin, France,
e-mail : Olivier.Le.Pape@ifremer.fr

Franck Lhomme, Laboratoire HEA, BP 5045,
34032 Montpellier cedex 1, France,
e-mail : lhomme@mpl.ird.fr

Emmanuel Luce, Institut des sciences de la mer
de Rimouski, CP 3300, Rimouski (QC) G5L 3A1, Canada,
e-mail : molucemm@hotmail.com

Olivier Maury, Laboratoire HEA, BP 5045,
34032 Montpellier cedex 1, France,
e-mail : maury@mpl.ird.fr

Malam Massou, INRAN, BP 429, Niamey, Niger,
e-mail : inran@intnet.ne

Nabila Mazouni, Ifremer, 1 rue Jean Vilar, 34200 Sète, France, e-mail : Nabila.Mazouni@ifremer.fr

Adama Mbaye, IRD, BP 1386, Dakar, Sénégal, e-mail : ambaye@ird.sn

Frédéric Ménard, Laboratoire HEA, BP 5045, 34032 Montpellier cedex 1, France, e-mail : menard@mpl.ird.fr

Olivier Mikolasek, Cirad-EMVT, BP 10544, Niamey, Niger, e-mail : olivier.mikolasek@cirad.fr

Laurent Millischer, Ensar Halieutique, 65 rue de Saint Briec, 35042 Rennes cedex, France, e-mail : millisch@roazhon.inra.fr

Christophe Misselis, centre IRD de Tahiti, BP 529, Papeete, Polynésie Française, e-mail : Misselis@mail.pf

Eric Morize, IRD, BP 70, 29280 Plouzané, France, e-mail : emorize@ird.fr

Tiéma Niaré, Institut d'économie rurale, programme Ressources halieutiques, BP 205, Mopti, Mali

Oumarou Njifonjou, CRHOL-IRAD, PMB 77, Limbe, Cameroun

Laurent Nottale, UMR CNRS 8631, DAEC, Observatoire de Paris-Meudon, 92195 Meudon cedex, France, e-mail : Laurent.Nottale@obspm.fr

Béatrice Pary, région Languedoc-Roussillon, 201 avenue de la Pompignane, 34064 Montpellier cedex, France, e-mail : pary@cr-languedocroussillon.fr

José Antonio Pérez Agúndez, Ensar Halieutique, 65 rue de Saint Briec, 35042 Rennes cedex, France, e-mail : perez@roazhon.inra.fr

Pierre Petitgas, Ifremer, rue de l'Île d'Yeu, BP 21105, 44311 Nantes cedex 3, France, e-mail : pierre.petitgas@ifremer.fr

François Poisson, Ifremer Réunion, BP 60, 97822 Le Port cedex, France

Yveline Poncet, IRD, Laboratoire Ermes, 5 rue du Carbone, 45072 Orléans cedex 2, France, e-mail : yveline.poncet@orleans.ird.fr

Etienne Prevost, Inra, UMR EQHC, 65 rue de St Briec, 35042 Rennes cedex, France, e-mail : prevost@roazhon.inra.fr

Nirina Rasoanandrasana, PNRG, BP 373, 401 Mahajanga, Madagascar

Hélène Rey-Valette, Centre d'études de projets, Faculté des Sciences économiques, BP 9606, 34054 Montpellier, France

Philippe Riou, Laboratoire Environnement Littoral, Station Ifremer, avenue du Général de Gaulle, 14520 Port en Bessin, France, e-mail : Philippe.Riou@ifremer.fr

Marie-Joëlle Rochet, Ifremer, Laboratoire MAERHA, rue de l'île d'Yeu, BP 21105, 44311 Nantes cedex 03, France, e-mail : Marie.Joelle.Rochet@ifremer.fr

Stuart Rogers, CEFAS, Pakefield Road, Lowestoft, Suffolk NR33 OHT, United Kingdom

Natacha Rougeron, Ensar Halieutique, 65 rue de Saint Briec, 35042 Rennes cedex, France

Yunne-Jai Shin, IRD, LIA, 32 avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy cedex, France, e-mail : shin@bondy.ird.fr

Aboubacar Sidibé, Centre national des sciences halieutiques de Boussoura (CNSHB), BP 3738, Conakry, Guinée

Monique Simier, IRD, Laboratoire HEA, BP 5045, 34032 Montpellier cedex 1, France, e-mail : simier@mpl.ird.fr

Clara Ulrich, ENSAR, Halieutique, 65 rue de Saint Briec, 35042 Rennes cedex, France, e-mail : ulrich/dgascuel@roazhon.inra.fr

Pierre Valarié, CNRS, Sciences politiques, Centre comparatif d'études sur les politiques publiques et les espaces locaux, Faculté de Droit, 39 rue de l'Université, 34060 Montpellier cedex 1, France

Liste des référés

Denis Bailly, Patric Berthou,
Nicolas Bez, Gérard Biais,
Alain Biseau, Jean-Claude Brêthes,
Alain Caverivière, Gaëlle Chaigneau,
Jean-Pierre Chauveau, Pierre Chavance,
Espérance Cillaurren, Philippe Cury,
Gilbert David, Christian Dintheer,
Guy Fontenelle, André Forest,
Didier Gascuel, Vincent Ginot,
Raymond Laë, Patrick Lambert,
Gildas Le Corre, Jean Le Fur,
Olivier Le Pape, Stéphanie Mahevas,
Francis Marsac, Olivier Maury,
Emile Marchal, Benoît Mesnil,
Olivier Mikolasek, Yvon Morlzur,
Christian Mullon, Pierre Petitgas,
Yveline Poncet, Jacques Quensière,
Hélène Rey-Valette, Jean-Paul Robin,
Marie-Joëlle Rochet, Arnaud Souplet

Sommaire

Avant-propos17

Comportements, dynamiques et stratégies : les poissons occupent l'espace

Mathématiques appliquées à la dynamique de population.

Calcul de la distribution asymptotique stable 21
O. Arino

La théorie de la relativité d'échelle.

Réflexions pour une application à l'halieutique 41
L. Nottale

Caractérisation hydrologique et acoustique de l'habitat
pélagique en Polynésie française. Conséquences
sur les distributions horizontale et verticale des thonidés ... 55
A. Bertrand *et al.*

Estimation d'abondance et changement de répartition
spatiale. Le cas du bobo (*Pseudolithus elongatus*)
en Guinée 75
A. Sidibé *et al.*

Intérêt de l'étude des nourriceries de soles (*Solea solea*)
et de plies (*Pleuronectes platessa*) à l'échelle
de la Manche Est (division CIEM 7D). Application
à l'identité de stock et à l'estimation du recrutement. 99
P. Riou *et al.*

Estimation de l'importance des stocks locaux en Manche,
et conséquences pour la gestion. Application du modèle
In/Out à sept espèces 125
C. Ulrich *et al.*

Un modèle d'advection-diffusion-réaction forcé
par l'environnement : application à la population
de thons albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique.
Étude du phénomène de surexploitation locale 147
O. Maury *et al.*

Osmose, un modèle individus-centré spatialement explicite
des dynamiques halieutiques multispécifiques 171
Y.-J. Shin *et al.*

Étude de l'impact des refuges marins pour la gestion des pêcheries multispécifiques. Simulations avec le modèle Osmose	201
<i>Y.-J. Shin et al.</i>	
Quantification de l'impact de rejets polluants sur la production de juvéniles de saumon Atlantique (<i>Salmo salar</i> L.) par la géostatistique	215
<i>E. De Oliveira et al.</i>	
Cycle biologique du poulpe (<i>Octopus vulgaris</i>) au large du Cap-Blanc (Mauritanie)	243
<i>D. Jouffre et al.</i>	
Répartition côtière du poulpe <i>Octopus vulgaris</i> sur la Petite Côte du Sénégal et son exploitation par la pêche artisanale	269
<i>A. Caverivière et al.</i>	
Communications orales	287
Compétition ou coopération, tactiques et stratégie, innovation et apprentissage, rentabilité (...) :	
les pêcheurs exploitent l'espace	
Hétérogénéité spatiale et tactiques de pêche. Approche des comportements de pêche à l'aide d'un modèle individu-centré	309
<i>L. Millischer et al.</i>	
Détermination spatiale de l'étendue d'un marché, méthode fondée sur la cointégration. L'exemple du marché du merlu en Bretagne	329
<i>J. A. Pérez Agúndez</i>	
La pêche dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal). Typologie d'exploitation des villages et campements de pêche	349
<i>T. Bousso</i>	
Les usages de l'espace dans la pêche artisanale sénégalaise	371
<i>E. Charles-Dominique et al.</i>	
La pêche crevette traditionnelle à Madagascar : diversité spatiale.	387
<i>G. Domalain et al.</i>	

La ruée vers l'or rose. Stratégie d'accès et conflit d'usage de la ressource crevette chez les pêcheurs traditionnels à Madagascar	413
S. Goedefroit	
Communications orales	429
Régulation des systèmes pêches : vers une gestion des espaces halieutiques	
Partage des océans et gestion des écosystèmes. Évolution spatiale contrastée de la gouvernance des pêches maritimes.	441
S. M. Garcia <i>et al.</i>	
La gestion des espaces halieutiques : quelles perspectives dans le cas de la PCP ?	487
A. Laurec	
Complexité des espaces mobilisés par un système halieutique. Le cas de l'exploitation de la palourde (<i>Ruditapes decussatus</i>) dans l'étang de Thau. Une lecture pluridisciplinaire dans le cadre d'une recherche action	497
N. Mazouni <i>et al.</i>	
Appropriation et gestion des espaces piscicoles nigériens par les populations villageoises riveraines.	517
O. Mikolasek <i>et al.</i>	
Hétérogénéité spatiale du système pêche et structuration d'un système d'information pour gérer la ressource. L'exemple du Vanuatu, archipel océanien	527
E. Cillaurren <i>et al.</i>	
Le système halieutique du delta central (Mali). Structurations de l'espace et cohérence des articulations fonctionnelles	549
Y. Poncet	
Spatialiser la gestion : mortalité globale et mortalité locale	567
J.-C. Brêthes	
Communications orales	583
Compte rendu du débat. Du local au global : à qui confier la gestion des pêches ?	599
Résumés	615

Avant-propos

Le quatrième forum halieumétrique a été organisé par l'Association française d'halieumétrie, l'AFH. Cette association se fixe pour objectif de contribuer au dynamisme des recherches françaises menées dans le domaine de l'halieutique, en tant que science de l'exploitation des ressources vivantes aquatiques.

L'AFH vise ainsi à favoriser les synergies et les collaborations de recherches entre les scientifiques des différentes disciplines concernées par l'halieutique : biologie et écologie, économie et sciences sociales, biométrie... Elle organise, tous les deux ans, le Forum halieumétrique sur un thème d'actualité, avec l'ambition de mobiliser très largement l'ensemble de la communauté des chercheurs halieutes, en France, et plus largement, à l'échelle de la francophonie. Les précédentes éditions de ce Forum ont ainsi porté sur les thèmes suivants :

1993 : les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques.

1995 : méthodes d'étude des systèmes halieutiques et aquacoles.

1997 : la surexploitation.

La quatrième édition du Forum avait donc pour thème « Les espaces de l'halieutique ». La prise en compte de la dimension spatiale des phénomènes est, en effet, une des grandes préoccupations actuelle en matière d'étude des systèmes pêches. Les hétérogénéités spatiales concernant tous les aspects de ces systèmes : les caractéristiques de l'environnement, la répartition des ressources naturelles, l'intensité et l'efficacité des exploitations, les règles d'accès et les usages, les conditions d'accès au marché (...). Étudier la diversité spatiale, son hétérogénéité et sa structuration, ses déterminants et ses conséquences, s'avère ainsi de plus en plus incontournable pour analyser et comprendre la dynamique des systèmes halieutiques, en donner des modes de représentation pertinents et proposer des moyens de régulation efficaces.

Tous les aspects de la recherche halieutique ont ainsi pu être abordés dans le Forum, sous l'angle de leurs rapports à la question de l'espace. Le colloque, lui-même, et le présent document qui en est issu, s'est organisé en trois sessions. La première concerne « les poissons », leur répartition spatiale à différentes échelles, les méthodes d'analyse et de modéli-

sation de la dynamique spatio-temporelle de la ressource. La seconde session s'attache « au pêcheur », à ses comportements de pêche et à leur mode de représentation. La troisième, enfin, aborde la thématique de « la gestion des espaces halieutiques », en s'attachant aussi bien aux hydro-systèmes continentaux qu'aux écosystèmes marins.

Une cinquantaine de communications et posters ont été présentés lors du Forum ; 22 font l'objet d'un article publié dans le présent document, les autres étant présentés sous forme de résumés. Ces documents présentent aussi bien des études de cas particuliers extrêmement divers que des démarches méthodologiques de nature plus générique. Ils sont complétés par la retranscription de quatre conférences invitées, qui permettent d'élargir la thématique du spatial au-delà du seul champ de la recherche halieutique. Enfin, un débat sur le thème « du local au global : à qui confier la gestion des pêches ? » conclut ces actes du quatrième Forum halieumétrique.

Comportements,
dynamiques
et stratégies :
les poissons
occupent l'espace

partie 1

Président : D. Gascuel
Rapporteur : N. Bez



Mathématiques appliquées à la dynamique de population

Calcul de la distribution
asymptotique stable

Conférence invitée, présentée par

Ovide Arino
Mathématicien

I Préambule

Qu'est-ce que les mathématiques peuvent apporter à la dynamique de populations ? Que peuvent-elles apporter plus particulièrement à l'étude des pêcheries ?

À ces questions, beaucoup répondront sûrement : rien, ou peut-être, des ennuis. À vrai dire, je ne vais pas ici chercher à répondre à ces questions. Plus modestement, ce que je me propose de faire est de présenter dans cet exposé quelques exemples de ce que je considère comme des applications des mathématiques à la dynamique des populations. Je vais développer deux sujets sur lesquels j'ai travaillé et je continue de travailler : le premier a pour cadre les populations de cellules, le deuxième, les populations de poissons. Dans ces deux exemples, apparemment très différents, les problèmes étudiés sont les mêmes : il s'agit d'une part de calculer le taux de croissance exponentielle de la population et, d'autre part, de déterminer les proportions à l'équilibre des différentes classes d'âge. Pour motiver l'étude de ces problèmes et rappeler, à l'occasion, quelques notions et définitions, je n'ai pas trouvé meilleur exemple que celui que nous a transmis Leonardo Fibonacci, dit

Léonard de Pise, qui vivait à Pise à la fin du XII^e siècle. Le dictionnaire Larousse nous enseigne que Fibonacci était un mathématicien italien, qui contribua notamment à répandre dans le monde chrétien les connaissances mathématiques des Arabes et l'emploi des chiffres dits arabes. Aussi sommaire que soit l'éducation mathématique d'un biologiste de nos jours, elle est probablement comparable à celle de Fibonacci. Si les connaissances de Fibonacci étaient réduites, son intelligence était, je suppose, comparable à celle de l'homme moderne. C'est cette intelligence, non réprimée par les préjugés de l'époque, qu'il exerça pour construire ce qui peut être considéré comme le premier modèle de dynamique de population structuré en âge. On peut regretter qu'aujourd'hui cette liberté d'esprit ne puisse s'exercer aussi facilement, et j'aimerais bien profiter de l'occasion qui m'est offerte d'inviter toute personne qui le souhaite à suivre l'exemple de Fibonacci.

■ La suite de Fibonacci

Le problème étudié par Fibonacci peut se formuler ainsi : évaluer le nombre de lapines résultant, au bout de dix générations, de la reproduction d'une lapine et de ses descendantes.

Position du problème, modélisation

Tel qu'il est formulé, le problème est impossible à résoudre. En effet, on se rend très vite compte qu'il y a un certain flou dans l'énoncé, qui peut conduire à des résultats différents. Ce flou porte sur la durée des générations, le nombre de nouveau-nés à chaque génération, la mortalité. Pour tenter de résoudre le problème, il convient tout d'abord de le reformuler, de faire des hypothèses. C'est cette étape qui constitue la modélisation proprement dite, les équations ne sont ensuite qu'une traduction chiffrée de ces hypothèses. Fibonacci divise la vie d'un individu en deux périodes : la période juvénile, qui va de la naissance à l'âge adulte, et la période adulte. La durée de la période juvénile est sensiblement égale à celle de la gestation, et correspond à la durée d'une génération. Dans chaque

couvée, on retient une femelle, et l'on suppose que les individus retenus ont une survie supérieure ou égale à dix générations.

Modèle numérique

Les hypothèses énoncées permettent d'écrire un modèle numérique. Partant d'un individu né à un moment donné, pris comme instant initial, et en notant T la durée de la période juvénile, nous allons déterminer le nombre d'adultes $u_1, u_2, u_3, \dots, u_n$, aux instants $T, 2T, 3T, \dots, nT$, en fonction des valeurs à des instants précédents. Nous avons :

n							
0	N						
1	A						
2	A	N					
3	A	A	N				
4	A	A	A	N	N		
5	A	A	A	A	A	N	N

ce qui se lit : $u_1 = 1, u_2 = 1, u_3 = 2 = u_1 + u_2, u_4 = 3 = u_2 + u_3, u_5 = 5 = u_3 + u_4$. De manière générale, on obtient

$$u_n = u_{n-1} + u_{n-2} \quad (1)$$

suite connue sous le nom de suite de Fibonacci.

Étude du modèle

L'étude mathématique du modèle est élémentaire et conduit à un certain nombre de conclusions. On reconnaît ici une suite récurrente d'ordre deux, ou suite récurrente à retard, linéaire, à coefficients constants. Sa résolution passe par la mise en évidence d'une équation caractéristique qui n'est autre que

$$r^2 - r - 1 = 0$$

Cette équation a deux racines réelles :

$$r = \frac{1 \pm \sqrt{5}}{2}$$

La solution générale de l'équation de récurrence est

$$u_n = A \left(\frac{1 + \sqrt{5}}{2} \right)^n + B \left(\frac{1 - \sqrt{5}}{2} \right)^n \quad (2)$$

Le calcul de A et B se fait en introduisant les conditions $u_1 = 1$, $u_2 = 1$. On trouve $A > 0$ et $B \neq 0$.

De plus, on constate que la suite u_n croît géométriquement, avec la raison $\frac{1+\sqrt{5}}{2}$, c'est-à-dire, un nombre compris entre $3/2$ et 2 .

Résultats

Le rapport entre le nombre d'adultes de deux générations successives, $\frac{u_{n+1}}{u_n}$ est, asymptotiquement, égal à $\frac{1+\sqrt{5}}{2}$

Ce nombre reflète les paramètres de passage d'une génération à la suivante : il est implicitement déterminé ici par les hypothèses que nous avons fait, en particulier, l'hypothèse de mortalité nulle. L'essentiel, au niveau qualitatif, est, à long terme, la croissance géométrique de la population. La formule se prête à la représentation de situations variées : de manière générale, la connaissance du nombre d'adultes de deux générations successives n_0 et n_0+1 détermine la population dans les générations suivantes, $n \geq n_0+2$. On peut observer en particulier des situations où la population oscille d'une génération à l'autre pendant quelques générations avant de se mettre à croître. C'est le cas si $u_0 > u_1$ ou plus généralement $u_{n_0} > u_{n_0+1}$. Dans tous les cas plausibles, i.e., avec des données positives ou nulles, le nombre $A > 0$ et donc, comme indiqué au début, asymptotiquement, le rapport :

$$\frac{u_{n+1}}{u_n}$$

tend vers :

$$\frac{1+\sqrt{5}}{2}$$

Parmi les solutions, il y en a une, unique à une constante multiplicative près, qui est une suite géométrique pure : c'est la solution qui correspond à $B = 0$. Il y a une autre suite géométrique pure, celle pour laquelle $A = 0$, mais puisque la deuxième raison est un nombre négatif, cette deuxième suite ne correspond pas à une solution plausible du problème. La propriété asymptotique peut s'énoncer ainsi : si l'on note, pour la distinguer des autres solutions, par e_n la solution définie par :

$$e_n = \left(\frac{1+\sqrt{5}}{2} \right)^n$$

alors, pour toute autre solution u_n , il existe un nombre $C > 0$ tel que la différence

$$u_n - Ce_n$$

tend vers 0 à l'infini. On dit que e_n est la distribution asymptotique stable du problème. C'est la solution « pure », ou encore solution stationnaire du problème, celle que l'on trouve si les données initiales sont elles-mêmes pures, c'est-à-dire, telles que :

$$\frac{u_1}{u_0} = \frac{1 + \sqrt{5}}{2}$$

Toute autre donnée doit être considérée comme une perturbation et la solution correspondante est alors la somme d'une solution pure et d'un transitoire t_n qui se dissipe à une vitesse géométrique en oscillant autour de 0. On a donc

$$u_n = Ce_n + t_n$$

Plus généralement, on écrit souvent cette relation sous la forme

$$u_n = Ce_n + o(e_n)$$

où le terme $o(e_n)$ représente une quantité très petite par rapport à e_n , mais qui ne tend pas nécessairement vers 0. Aussi élémentaire que soit la suite de Fibonacci, elle recèle en fait toute la problématique que l'on retrouve aujourd'hui dans l'étude mathématique des populations structurées linéaires. Avant de présenter les exemples annoncés au début de l'exposé, je fais quelques considérations supplémentaires inspirées par la suite de Fibonacci.

Une extension linéaire de la suite de Fibonacci

La suite de Fibonacci a été obtenue en supposant une mortalité nulle et en ne retenant qu'une femelle par portée. Si l'on introduit un taux de mortalité $\delta > 0$, et un nombre moyen de femelles par portée $\beta \geq 1$, le modèle se complique à peine. Pour décrire le nouveau modèle, il est pratique de représenter explicitement les deux sous-populations de la génération numéro n : les femelles nouveau-nés, b_n , et les femelles adultes, a_n . L'hypothèse fondamentale est toujours que les nouveau-nés deviennent fertiles en une génération et que la durée d'une génération est égale à celle de la période de gestation. Le modèle s'obtient en exprimant a_{n+1} et b_{n+1} en fonction de a_n et b_n :

$$\begin{cases} a_{n+1} = (1-\delta)(a_n + b_n) \\ b_{n+1} = \beta(1-\delta)a_n \end{cases} \quad (3)$$

On note que si $\beta = 1$ et $\delta = 0$, on trouve

$$\begin{cases} a_{n+1} = a_n + b_n \\ b_{n+1} = a_n \end{cases} \quad (4)$$

ce qui, en posant $u_n = a_n$, donne la formule (1). Dans le cas général, on peut encore éliminer b_n et se ramener à une relation de récurrence à retard

$$u_{n+1} = (1-\delta)u_n + \beta(1-\delta)^2u_{n-1} \quad (5)$$

L'étude des racines de l'équation (5) révèle une diversité de situations, suivant les valeurs des paramètres β et δ . On a toujours deux racines réelles, une positive ; une négative. Dans tous les cas, le module de la racine négative est plus petit que la racine positive : sinon, les solutions présenteraient des oscillations avec changements de signes, ce qui est exclu dès que l'on part de données initiales positives. Ce qui est important pour le comportement à long terme est la place des racines par rapport à l'unité. $r = 1$ est racine de l'équation (5) si et seulement si la relation suivante est vérifiée

$$s(\beta, \delta) \stackrel{\text{def}}{=} \delta - \beta(1-\delta)^2 = 0 \quad (6)$$

Le signe de la fonction $s(\beta, \delta)$ détermine la nature stable ou instable du problème : si $s(\beta, \delta) < 0$, toutes les solutions « explosent », i.e., deviennent infiniment grandes quand n tend vers l'infini; si $s(\beta, \delta) > 0$, toutes les solutions tendent vers zéro à l'infini. Le cas où $s(\beta, \delta) = 0$ est un cas critique : dans ce cas, toutes les solutions ont une limite finie qui dépend de la donnée initiale. Dans tous les cas, le signe négatif de la deuxième racine indique que la convergence des solutions vers une distribution asymptotique stable se fait par une suite d'approximations par excès et par défaut, et que les transitoires sont alternativement positifs et négatifs.

Une extension non linéaire de la suite de Fibonacci

La pression démographique agit sur le nombre β de femelles nées par portée et sur la mortalité δ . Il arrive notamment que les femelles mangent une partie de leur progéniture. Nous allons supposer que la pression s'exerce seulement à travers β ; donc,

$$\beta = \beta(a)$$

et β est supposé constant. L'allure de la fonction β peut être assez variée : cela peut être une fonction croissante pour les petites valeurs de a , puis décroissante; ou une fonction décroissante sur tout son domaine, par exemple,

$$\beta(a) = B \exp(-\tilde{\beta}a)$$

où β est un nombre positif fixe. Supposons pour l'instant que $\beta(a)$ est décroissante et tend vers 0 quand a tend vers l'infini. (3) devient

$$\begin{cases} a_{n+1} = (1 - \delta)(a_n + b_n) \\ b_{n+1} = \beta(a_n)(1 - \delta)a_n \end{cases}$$

qui donne l'équation récurrente à retard

$$u_{n+1} = (1 - \delta)u_n + \beta(u_n)(1 - \delta)^2 u_{n-1} \quad (7)$$

Sous son apparente simplicité, l'équation (7) recèle une richesse de comportements remarquable, depuis la banale convergence vers un état d'équilibre jusqu'au comportement chaotique à « la Feigenbaum ». On note d'abord que le simple fait de supposer que $\beta(a)$ tend vers 0 à l'infini a pour conséquence que toutes les solutions sont bornées. En comparant le comportement asymptotique aux valeurs de δ , on constate qu'en partant de $\delta = 1$, on a d'abord extinction globale : on dit que la solution $u_n = 0$, qui est une solution particulière de (7), dite solution « stationnaire » ou encore équilibre, est globalement asymptotiquement stable. En diminuant la valeur de δ , on arrive à une première valeur seuil δ_1 où l'équilibre trivial perd sa stabilité et devient en fait un « répulseur global ». Cette valeur δ_1 est déterminée à partir de l'étude de l'équation linéarisée de (7) autour de la

solution nulle. En gros, l'équation linéarisée est obtenue en déterminant les variations au premier ordre de la solution par rapport aux conditions initiales. Pour chaque n , la variation au premier ordre de u_n est un nombre que l'on notera U_n : la suite U_n vérifie l'équation de récurrence linéaire

$$U_{n+1} = (1 - \delta)U_n + \beta(0)(1 - \delta)^2 U_{n-1} \quad (8)$$

L'équation (8) est du même type que (4). La valeur seuil δ_1 est déterminée en résolvant l'équation (6) : $s(\beta(0), \delta) = 0$. Pour $\delta < \delta_1$, l'équation (7) a un équilibre non trivial

$$u^* = u^*(\delta)$$

$u^*(\delta)$ est solution de l'équation

$$\beta(u^*) = \frac{\delta}{(1 - \delta)^2}$$

δ_1 est la valeur pour laquelle $u^* = 0$. On peut vérifier que pour $\delta < \delta_1$, assez proche de δ_1 , l'équilibre non trivial est stable. C'est le phénomène connu sous le nom d'échange de stabilité, la stabilité passant de la solution nulle à u^* . Graphiquement, si l'on représente dans un système à deux coordonnées (δ, u^*) les couples constitués par une valeur de δ et un équilibre pour cette valeur de δ , en comptant notamment les couples $(\delta, 0)$ qui correspondent à l'équilibre trivial, on constate qu'au point $(\delta_1, 0)$ la « branche » $u^* = 0$ et la branche $u^* = u^*(\delta)$ se coupent. Le point $(\delta_1, 0)$ est un point de bifurcation de solutions constantes, et la branche $u^* = u^*(\delta)$ est une branche de bifurcation. Il n'y a pas d'autre point de bifurcation de solutions constantes. Mais, un autre phénomène peut se produire : quand δ décroît, il se peut que la valeur absolue de la racine négative de l'équation caractéristique augmente jusqu'à prendre la valeur 1 pour $\delta = \delta_2$, puis à dépasser cette valeur lorsque $\delta < \delta_2$. À cette propriété correspond l'apparition d'une branche de solutions périodiques, de période deux, de l'équation (7), qui existe pour $\delta < \delta_2$. Par solution périodique de période π , on entend une solution u_n vérifiant

$$u_{n+\pi} = u_n \text{ pour tout } n$$

Le phénomène d'échange de stabilité est encore vérifié, et l'on peut donc conclure que la solution périodique ainsi déterminée est stable.

Il se peut, quoique je ne l'ai pas vérifié, que cet exemple donne lieu à une « cascade » de bifurcations, c'est-à-dire, le phénomène dont je viens de décrire la première étape : l'apparition les unes à la suite des autres de familles de solutions périodiques, paramétrées par δ , la famille $p_j = p_j(\delta)$ étant définie pour $\delta < \delta_j$, et ayant pour période 2^{j-1} . On a, de plus, $p_j(\delta_j) = p_{j-1}(\delta_j)$, et $p_j(\delta)$ est stable $\delta_{j+1} < \delta < \delta_j$ et instable pour $\delta < \delta_{j+1}$. Enfin, le chaos à la Feigenbaum signifie que la suite δ_j tend vers un nombre $\delta^* \geq 0$ en deçà duquel on a la situation suivante : une famille infinie de solutions périodiques, les $p_j(\delta)$, qui existent pour tout $\delta > \delta^*$ et l'extrême sensibilité aux conditions initiales qui se traduit par l'observation suivante : deux données quelconques aussi proches l'une de l'autre qu'on le veut, vont donner deux solutions qui au cours du temps vont se rapprocher indéfiniment pour s'éloigner ensuite, puis se rapprocher à nouveau.

Le système (3) aussi bien que sa version non linéaire peut être interprété comme un modèle de dynamique de poissons. Il y manque l'effort de pêche. De tels modèles sont classiques en halieutique. Ils sont en général non linéaires, avec une non linéarité agissant sur les naissances, mais on peut aussi les considérer comme linéaires. Dans la plupart des cas, plusieurs (plus de deux) classes d'âge sont envisagées, ce qui conduit à des modèles matriciels linéaires ou non linéaires. Dans le cas linéaire, le principal problème est d'établir l'ordre de grandeur de chaque classe par rapport aux autres, c'est-à-dire, la distribution asymptotique stable. La non linéarité des processus apparaît dans les fluctuations à long terme des captures de plusieurs espèces. C'est un aspect très difficile. Il n'y a en effet pas de modèle « physique » de la non linéarité : des modèles différents ont été proposés par Ricker, par Beverton et Holt. Dans Beverton et Holt, la non linéarité est introduite dans le terme de consommation de la nourriture : les individus se partagent la nourriture disponible à proportion égale de leur nombre. La croissance en taille, donc la progression dans les stades successifs de développement, est fonction décroissante de la densité de population. La pression exercée par la pêche est aussi probablement un phénomène non linéaire : elle dépend notamment de la formation d'agrégats, les bancs de poissons. La manière de modéliser ces non linéarités n'est pas évidente et ne me semble pas, à l'heure actuelle, satisfaisante. Pour en terminer avec cet aperçu sur le rôle des effets non linéaires, je me dois de signaler une étude parue l'an dernier (Myers, Mertz and

Bridson, 1998) dans laquelle les fluctuations des captures de certaines espèces sont expliquées par l'effet de perturbations stochastiques. L'étude de ces phénomènes est sans nul doute un des champs possibles d'intervention de l'analyse mathématique, qui présente par sa complexité, sa richesse, un attrait considérable.

Modèles linéaires structurés

Les années 1910 à 1930 ont vu l'apparition de modèles de dynamique de population qui représentent une généralisation profonde du modèle de Fibonacci. À l'origine de ces développements, on trouve les noms de A. Lotka, F. Sharpe, W. Kermack, A. McKendrick. On peut citer notamment les travaux suivants : (Sharpe and Lotka, 1911), (Lotka, 1922). Plus récemment, on rencontre les travaux fondamentaux de W. Feller (1941). Citons encore H. von Foerster (1959). À partir des années soixante-dix, la théorie non linéaire des problèmes de populations structurées se développe sous l'impulsion de M. Gurtin et R. MacCamy (1974), dont l'article a marqué le début de cette direction de recherche. La monographie que G. Webb (1985) a consacrée au sujet est une très bonne référence à la fois pour le cas linéaire et pour le cas non linéaire. Dans ces modèles, la population est divisée en un nombre infini de classes d'âge, l'âge devenant une variable continue. Elle est représentée, à tout instant t , par une fonction de l'âge, dont on étudie la variation au cours du temps. Le modèle linéaire de base, connu dans la littérature sous l'appellation « modèle de Sharpe-Lotka », est

$$\begin{cases} \frac{\partial l}{\partial a} + \frac{\partial l}{\partial t} = -\mu(a)l(a,t) \\ l(0,t) = \int_0^{+\infty} \beta(a)l(a,t)da \end{cases} \quad (9)$$

dans lequel $\mu(a)$ est la mortalité et $\beta(a)$ est le taux de fécondité à l'âge a . Le modèle continu est une généralisation directe du modèle de Leslie. Il est apparemment plus compliqué que le modèle de Leslie qui est un modèle matriciel. Mais, il a l'avantage de permettre

l'utilisation de l'analyse des équations aux dérivées partielles. Du point de vue de la modélisation, il est à la fois plus souple que le modèle matriciel, en ce sens qu'il n'impose pas de choisir un pas de temps, et en même temps plus riche, en ce sens qu'il se réduit au modèle de Leslie quand on suppose que les paramètres β et μ sont constants par morceaux, mais qu'il est beaucoup plus général et s'applique à une variété de situations infiniment plus riche que le modèle de Leslie. Le prix à payer est l'utilisation de théorèmes et résultats mathématiques qui, en gros, généralisent les outils du calcul matriciel. Quelles sont les questions qui se posent dans l'étude de tels modèles ? Ces questions sont en fait contenues dans l'étude de la suite de Fibonacci. Je laisse de côté la positivité des solutions, condition minimum de pertinence d'un modèle de dynamique de population. Il arrive toutefois que cette condition soit violée dans certains modèles, notamment quand des retards sont introduits. Un modèle linéaire doit fournir trois informations fondamentales.

- 1) Le taux de croissance asymptotique de la population, que l'on peut mettre sous des formes diverses, par exemple, le temps de doublement de la population ;
- 2) La distribution asymptotique stable, les proportions que font entre elles les différentes classes d'âge ou autre de la population. En démographie humaine, c'est la pyramide des âges ;
- 3) La vitesse de stabilisation, le temps qu'il faut à une population, écartée de l'équilibre interclasses, pour rejoindre cet équilibre.

Dans le cadre matriciel, ces questions se traduisent ainsi : 1) Calcul de la plus grande valeur propre qui n'est autre que le rayon spectral de la matrice. Cette valeur propre doit être dominante en ce sens que toute autre valeur propre doit être de module strictement inférieur au rayon spectral ; 2) Existence d'un vecteur propre positif associé au rayon spectral ; 3) Évaluation du rapport entre la plus grande valeur propre et celle de module immédiatement inférieur. Le point 3) est le plus délicat : il n'existe pas de formulation analytique de ce rapport, par conséquent pas de méthode générale pour l'estimer. Nous mentionnons plus loin un calcul fait dans le cadre de la prolifération cellulaire. Une condition simple et générale qui apporte une réponse positive aux questions 1) et 2) est que la matrice soit positive et primitive. Cette condition a pour conséquence qu'une puissance de la matrice a toutes ses composantes strictement positives. Ces notions ont un analogue en dimension infinie. Nous n'allons pas

ici développer ces points : nous nous contenterons d'illustrer leur réalisation dans deux exemples, l'un en dynamique de cellules, l'autre dans le cadre des pêcheries.

Modèle linéaire de prolifération cellulaire (Arino et Sanchez, 1997)

La prolifération cellulaire est un domaine très important d'étude de la dynamique de population. Le sujet a été très actif dans les années quatre-vingt où ont été développés et étudiés les principaux modèles mathématiques connus aujourd'hui. Je renvoie le lecteur à Arino et Sanchez, 1997 pour une synthèse sur ces modèles. Les années quatre-vingt-dix ont vu un certain déclin de l'étude des cellules, du point de vue de la population, au profit de l'étude des processus biochimiques du cycle cellulaire (Val et Tyson, 1997). La situation aujourd'hui tendrait à favoriser le rapprochement entre les deux approches. Il paraît en effet impossible d'ignorer la dimension de la population dans l'étude du développement individuel des cellules. C'est précisément cette démarche : déduire de mesures prises dans une population de cellules des propriétés des cellules individuelles, qui inspire les travaux de Paolo Ubezio et son équipe, à l'Institut Mario Negri de Milan. L'une des collaboratrices de P. Ubezio est mon étudiante Giovanna Chiorino. À partir d'un modèle de croissance et prolifération cellulaire que je vais présenter, G. Chiorino (Chiorino *et al.*, à paraître) a pu mettre en évidence deux relations fondamentales entre le taux de convergence (ou vitesse de convergence) vers la distribution asymptotique stable, R , et la période des oscillations du transitoire, T , d'une part, et la durée moyenne du cycle cellulaire, m , et le coefficient de variation σ/m , de l'autre. Les deux premières quantités sont liées à la variabilité intercellulaire du développement et sont donc caractéristiques de la population; les deux dernières quantités sont propres à la cellule individuelle. L'expérimentation développée au laboratoire de P. Ubezio (Ubezio *et al.*, 1991) par cytométrie de flux appliquée à des lignées de cellules croissant en culture s'attache aux populations. Une expérience typique consiste à utiliser des marqueurs fluorescents qui se fixent sur la cellule au moment de la synthèse de l'ADN : on constate alors que, partant d'une population dans

laquelle le pourcentage de cellules dans la phase de synthèse peut être n'importe quel nombre entre 0 et 1, ce nombre va évoluer au cours du temps et converger vers une valeur limite ne dépendant que de la lignée de cellules. Il est également possible d'observer les cellules dans la phase précédant la division, et les cellules nouvellement divisées, et de tracer un histogramme des proportions respectives de cellules dans chacune des phases $G1$, S , $G2$, M , et l'on constate que, à partir d'une souche quelconque, qui peut être par exemple synchrone, la population tend à se désynchroniser, à devenir asynchrone et à converger vers une distribution asymptotique caractéristique de la lignée de cellules.

Description succincte du modèle

Nous présentons très brièvement le modèle de G. Chiorino *et al.*, (à paraître).

$$\begin{cases} \frac{\partial l}{\partial a} + \frac{\partial l}{\partial t} = -\beta(a)l(a,t) \\ l(0,t) = 2 \int_0^{+\infty} \beta(a)l(a,t) da \end{cases} \quad (10)$$

Dans ce modèle, la seule cause de diminution d'une classe d'âge est la division des cellules de cette classe. La fonction $\beta(a)$ donne la fraction de cellule d'âge a par cellule qui se divise par unité de temps, à l'instant t : donc, $\beta(a)l(a,t)da$ est le nombre de cellules d'âge compris entre a et $a+da$ qui se divisent par unité de temps, à l'instant t , et par conséquent $2\beta(a)l(a,t)da$ est le nombre de cellules nouvellement divisées par unité de temps, à l'instant t . $\beta(a)$ n'est pas toujours une fonction. Si l'on suppose que la durée du cycle cellulaire est constante, égale à un nombre $\tau > 0$, on aura

$$\beta(a) = \delta_\tau$$

où δ_τ est la distribution de Dirac en τ . Une autre distribution joue un rôle important : la distribution de la durée du cycle cellulaire, notée $f(a)$. Si l'on définit

$$F(a) = \int_a^{+\infty} f(s) ds = 1 - \int_0^a f(s) ds,$$

$F(a)$ est la probabilité pour une cellule de survivre sans se diviser au moins jusqu'à l'âge a . Et on a la relation suivante entre f et β

$$\beta(a) = \frac{f(a)}{F(a)}$$

d'où l'on déduit

$$F(a) = \exp\left(-\int_0^a \beta(s) ds\right)$$

$$f(a) = \beta(a) \exp\left(-\int_0^a \beta(s) ds\right)$$

À partir de la distribution de la durée du cycle, on peut introduire les deux quantités suivantes

$$m = \int_0^{+\infty} af(a) da$$

$$\sigma^2 = \int_0^{+\infty} (m-a)^2 f(a) da$$

Le cas où la durée du cycle cellulaire est constante, égale à τ , donne

$$m = \tau, \sigma = 0$$

G. Chiorino *et al.* (à paraître) étudient le cas d'une petite perturbation autour de cette situation, i.e., le cas où σ est proche de 0. Revenons à l'équation (10). Sous des conditions que nous ne chercherons pas à spécifier ici, il y a une distribution asymptotique stable, qui se met sous la forme

$$\zeta(a, t) = \pi(a) \exp(\lambda_0 t)$$

La fonction $\pi(a)$ est exprimable en fonction de λ_0

$$\pi(a) = \exp\left(-\lambda_0 a - \int_0^a \beta(s) ds\right)$$

λ_0 ainsi que toutes les valeurs propres de l'équation sont racines de l'équation caractéristique

$$1 = 2 \int_0^{+\infty} f(a) \exp(-\lambda a) da \quad (11)$$

On vérifie aisément que l'équation (11) a une et une seule racine réelle λ_0 et qu'elle domine les autres racines, en ce sens que pour toute autre racine λ , on a

$$\operatorname{Re}(\lambda) < \lambda_0$$

On montre un peu moins aisément que si l'on considère les racines complexes dont la partie réelle est la plus grande, il y en a exactement deux, conjuguées l'une de l'autre. Nous noterons λ_1 celle des deux racines à partie imaginaire positive. Et l'on introduit les deux quantités suivantes

$$R = \lambda_0 - \operatorname{Re}(\lambda_1); T = \frac{2\pi}{\operatorname{Im}(\lambda_1)} \quad (12)$$

La quantité R donne l'ordre de la vitesse de convergence vers la distribution asymptotique stable. Plus grand est R plus rapide est la convergence. Le nombre T donne la période des oscillations de stabilisation. Le résultat le plus important du travail de G. Chiorino *et al.* (à paraître) est d'avoir établi une relation entre les nombres R et T , d'une part, et les nombres m et σ , de l'autre. Sous l'hypothèse que la dispersion de la distribution f autour de la moyenne m soit limitée dans un intervalle $[m-\varepsilon, m+\varepsilon]$ avec $\varepsilon > 0$ assez petit, on a les formules suivantes :

$$\begin{cases} R = \frac{2\pi^2 \sigma^2}{m^3} \\ T = \frac{m^3}{m^2 + (\ln 2)\sigma^2} \end{cases} \quad (13)$$

Ces résultats ont été confrontés à des expériences. Pour l'une des lignées de cellules examinées, les résultats sont les suivants

$$R = 0.055 ; T = 19.9H$$

Avec ces valeurs, la formule (13) permet de retrouver les valeurs suivantes de la durée moyenne du cycle cellulaire et de son coefficient de variation :

$$m = 23.4H; \frac{\sigma}{m} = 0.16$$

Pour conclure sur cet exemple, je voudrais souligner l'importance de l'analyse mathématique de l'équation dans l'obtention des résultats précédents. En particulier, le résultat fondamental, la propriété d'asynchronicité asymptotique, repose sur la vérification des hypothèses d'un théorème qui décrit des conditions suffisantes garantissant cette propriété. Cette propriété, qui revient à dire que les solutions oublient leur passé et se structurent asymptotiquement comme la distribution stable, peut être en défaut, et elle l'est notamment dans le cas où $f(a)$ est la distribution de Dirac en τ . Dans ce cas, la structure initiale est conservée tout le temps et il n'y a bien sûr pas de distribution asymptotique.

Modèle linéaire de dynamique de population avec migration

Dans Arino et Smith (1998 et 1999) on a considéré des populations structurées à la fois par l'âge et par l'espace. L'espace y est divisé en un nombre N , fini ou infini, de patches. Au cours de l'année, les animaux peuvent se déplacer d'un patch à un autre, peuvent se reproduire dans certains patches, etc. Nous avons en vue l'application aux pêcheries, les patches pouvant être les frayères et les nourriceries, ou des zones dans l'océan où l'on trouve des bancs de poissons, ou simplement une subdivision arbitraire de l'aire de répartition d'une espèce. La période transitoire correspondant au déplacement des individus entre deux patches n'est pas modélisée. Le déplacement est supposé extrêmement rapide. La notion de migration est vue ici sous l'angle du temps de résidence dans un patch donné. Il y a donc deux paramètres ou variables temporelles, en plus du temps chronologique : l'âge de chaque individu et le temps passé dans un patch. L'étude faite dans Arino et Smith (1998) est limitée au cas linéaire; dans Arino et Smith (1999), nous considérons le cas non linéaire, en supposant que les paramètres introduits dans Arino et Smith (1998) dépendent de la population totale et en faisant intervenir la mortalité par pêche. Dans la suite de ce texte, nous nous limitons au cas linéaire.

Description succincte du modèle

Les variables d'état du modèle sont de deux types : $l_i(a, t)$ est la densité des individus d'âge a , nés dans le patch i , et qui sont restés dans ce patch depuis leur naissance; $m_i(a, b, t)$ est la densité des individus d'âge a à l'instant t , qui sont dans le patch i et qui sont dans ce patch depuis b unités de temps. On suppose : $b < a$. À noter que le modèle ne prend pas en considération l'histoire passée des patches visités par un individu depuis sa naissance. Seul est pris en compte le patch actuellement occupé. Il y a une relation entre l_i et m_i . Précisément, on a envie de poser

$$l_i(a, t) = m_i(a, a, t) \quad (14)$$

Il faut toutefois manier cette égalité avec précaution. La même remarque peut être faite dans le cas du modèle de Sharpe-Lotka :

dans ce modèle, on représente la densité des naissances à l'instant t par $l(0, t)$, ce qui ici suggère que l'on peut atteindre ce nombre en passant à la limite en $a = 0$ sur les densités des classes d'âge $a > 0$. Ceci exclurait donc la possibilité de « poussées » de naissances. Dans le cas présent, l'égalité (14) avec l'hypothèse que

$$m_i(a, a, t) = \lim_{b \rightarrow a} m_i(a, b, t)$$

revient à identifier les deux groupes de populations suivants : les individus nés dans le patch i à l'instant $t-a$ et qui sont restés dans ce patch jusqu'à l'instant t , d'une part, et les individus nés à l'instant $t-a$ dans un autre patch, qui ont rejoint le patch i entre les instants $t-a$ et t , et qui sont toujours dans ce patch à l'instant t . Visiblement, il s'agit de deux groupes différents.

Paramètres du modèle : nous pouvons distinguer deux familles de paramètres : les paramètres démographiques, qui interviennent dans la description des processus de naissance, de survie et de mort; et les paramètres spatiaux pour la description des flux entre patches.

Paramètres démographiques : dans chaque patch i , nous distinguons la fertilité β_i des individus fertiles du groupe sédentaire et la fertilité γ_i des individus fertiles du groupe des immigrants. Notons qu'à la naissance les individus sont supposés être dans le groupe sédentaire. Dans chaque patch i , les naissances sont donc comptabilisées dans la densité $l_i(0, t)$. Les taux de mortalité pour les groupes sédentaire et immigrant de chaque patch i sont respectivement μ_{li} et μ_{mi} . Pour l'instant, nous ne comptons pas la mortalité par pêche. β_i et μ_{li} sont des fonctions de a et t ; γ_i et μ_{mi} sont des fonctions de a, b et t .

Paramètres spatiaux : nous distinguons les paramètres de migration pour chacun des groupes, sédentaires et immigrants. $\pi_{lij} = \pi_{lij}(a, t)$ est le taux de migration du patch j au patch i des individus sédentaires du patch j , $\pi_{mij} = \pi_{mij}(a, b, t)$ est le taux de migration du patch j au patch i des individus immigrants du patch j . Dans chaque patch, l'arrivée de nouveaux immigrants est comptabilisée dans la densité $m_i(a, 0, t)$.

Équations du modèle : les équations du modèle sont en deux blocs. le premier bloc décrit la variation des populations, sédentaires et migrants, dans chaque patch, due à la mortalité et à la migration. C'est un système d'équations aux dérivées partielles du premier ordre, l'analogue, dans la matrice de Leslie, de la partie sous-diagonale de la matrice. Le deuxième bloc décrit l'arrivée, par naissance aussi bien que par migration, dans chaque patch. C'est un système

d'équations intégrales, l'analogue, dans la matrice de Leslie, de la première ligne de la matrice.

$$\begin{cases} \frac{\partial l_i}{\partial a} + \frac{\partial l_i}{\partial t} = -\mu_{li} l_i - \sum_{j \neq i} \pi_{lj} l_j \\ \frac{\partial m_i}{\partial a} + \frac{\partial m_i}{\partial b} + \frac{\partial m_i}{\partial t} = -\mu_{mi} m_i - \sum_{j \neq i} \pi_{mj} m_j \end{cases} \quad (15)$$

$$\begin{cases} l_i(0, t) = \int_0^{+\infty} \beta_i l_i(a, t) da + \int_0^{+\infty} \int_0^a \gamma_i m_i(a, b, t) db da \\ m_i(a, 0, t) = \sum_{j \neq i} \pi_{ij} l_j(a, t) + \sum_{j \neq i} \int_0^a \pi_{mij} m_j(a, b, t) db \end{cases} \quad (16)$$

Pour résoudre le système (15, 16) à partir d'un temps t_0 , il est nécessaire de se donner les valeurs des variables d'état à l'instant t_0 , i.e.,

$$\begin{cases} l_i(a, t_0) = l_{i0}(a) \\ m_i(a, b, t_0) = m_{i0}(a, b) \end{cases} \quad (17)$$

Résultats : sous des hypothèses naturelles sur l'ordre de grandeur des paramètres du modèle, nous avons pu montrer dans Arino et Smith (1998) la résolubilité du système (15, 16, 17) et la positivité des solutions. Sous des hypothèses de périodicité des paramètres en la variable t et l'analogue d'une hypothèse de primitivité, nous avons montré l'existence d'un taux de croissance asymptotique de la population et d'une distribution asymptotique stable (Theorem 4.1, Arino et Smith (1998)).

Comparaison avec des modèles existants : nous avons observé plus haut que le modèle continu de Sharpe-Lotka comprend comme cas particulier le modèle de Leslie linéaire. La même observation peut être faite pour le modèle général que nous venons de présenter : il englobe comme cas particulier les modèles de Leslie multi-sites. Dans Arino et Smith (1998), nous appliquons cette approche à la modélisation du lieu noir (*pollachius virens*), en prenant comme point de départ un modèle discret à deux sites avec mortalité par pêche, de D. Pelletier et P. Magal (Pelletier et Magal, 1996).

Bibliographie

- ARINO O., SANCHEZ E., 1997 —
A survey of cell population dynamics,
J. of Theor. Medicine, vol.1 : 35-51.
- ARINO O., SMITH W., 1998 —
Migration in age structured
population dynamics,
*Math. Models and Methods
in Appl.Sces.*,
vol.8, n °5 : 905-925.
- ARINO O., HBID M.,
BRAVO de la PARRA R., 1998 —
A mathematical model of growth
of population of fish in the larval
stage : density-dependence effects,
Math. Biosc. 150 : 1-20.
- ARINO O., SMITH W., 1999 —
A nonlinear model for migrating
species, *J. Math. Anal. & Appl.*,
vol. 239 : 61-87.
- CHIORINO G., METZ J., TOMASONI D.,
UBEZIO P., (preprint) —
Asynchronicity in cell populations :
mathematical modeling
and experimental data.
- FELLER W., 1941 —
On the integral equation of renewal
theory, *Annals of Math.Studies*
- GURTIN M., MACCAMY R., 1974 —
Nonlinear age-dependent population
dynamics, *Arch. Rat. Mech. & Anal.*,
54 : 281-300.
- KERMACK W., MCKENDRICK A., 1927 —
A contribution to the mathematical
theory of epidemics, *Proc. Roy. Soc.*
(A) 115 : 700-721.
- KERMACK W., MCKENDRICK A., 1932 —
Contributions to the mathematical
theory of epidemics II. The problem
of endemicity, *Proc. Roy. Soc. (A)*
138 : 55-83.
- KERMACK W., MCKENDRICK A., 1933 —
Contributions to the mathematical
theory of epidemics III. Further
studies on the problem of endemicity,
Proc. Roy. Soc. (A) 141 : 94-122.
- LAUREC A., LE GUEN J.-C., 1981 —
« Dynamique des populations
marines exploitées » Tome 1,
Concepts et modèles, Cnexo.
- LOTKA A., 1922 —
The stability of the normal age
distribution, *Proc. of the National
Acad. Sciences*, 8 : 339-345.
- MYERS R., MERTZ G., BRIDSON J., 1998 —
*Canadian J. of Fish. and Aquat.
Science*, vol. 55, N°10 : 2355-2364.
- PELLETIER D., MAGAL P. 1996 —
Dynamics of a migratory population
under different fishing effort allocation
schemes in time and space, *Can. J.
Fish.* 53 : 1186-1199.
- SHARPE F., LOTKA A. 1911 —
A problem in age-distribution, *Philos.
Magazine*, Ser. 6, 21 : 435-438.
- UBEZIO P., FILIPPESCHI S.,
SPINELLI L., 1991 —
Method for kinetic analysis of drug-
induced cell cycle perturbations,
Cytometry, 12(2) : 119-126.
- VAL J., TYSON J., 1997 —
A purely deterministic model
for the population dynamics
of budding yeast, in *Adv. in Math.
Pop. Dyn.-Molecules, Cells and Man-*
Arino O., D. Axelrod & M. Kimmel
(eds), World Scientific.
- VON FOERSTER H., 1959 —
Some remarks on changing
populations, in *The Kinetics of
Cellular Proliferation*, F.Stohhlman,
Ed. Grunne e Stratton,
New York : 382-407.
- Webb G., 1985 —
Theory of nonlinear age-dependent
population dynamics, New York :
Marcel Dekker.



La théorie de la relativité d'échelle

Réflexions pour une application
à l'halieutique

Conférence invitée, présentée par

Laurent Nottale

Astrophysicien, Directeur de recherche CNRS, Observatoire de Paris

I Introduction

Dans le domaine de l'astrophysique extragalactique et de la cosmologie, un des principaux problèmes posé actuellement est celui de l'existence de structures sur une large gamme d'échelles. Un enjeu important de cette science est ainsi la construction d'une théorie de la formation et de l'évolution des grandes structures de l'univers.

Il est remarquable de rencontrer, dans le domaine de l'halieutique, qu'on pourrait penser si différent *a priori*, le même type de problèmes et de préoccupations (voir les communications du présent colloque), comme en témoignent certains des thèmes débattus ici :

« La prise en compte de la dimension spatiale des phénomènes est une des grandes préoccupations actuelles de l'ensemble des sciences halieutiques. »

« Les hétérogénéités spatiales concernent en effet tous les aspects du système pêche. »

« Étudier la diversité spatiale, son hétérogénéité et sa structuration, (..) s'avère ainsi de plus en plus incontournable pour analyser et comprendre la dynamique des systèmes halieutiques... »

« Du banc au stock et à l'écosystème : quelles dynamiques à quelles échelles ? Quelles échelles pertinentes pour la recherche halieutique ? »

« Du local au global... »

La physique est depuis longtemps confrontée au problème de la répartition spatiale très inhomogène de la matière dans l'univers. Cette répartition des structures spatiales est souvent hiérarchisée, que ce soit dans le domaine microscopique (quarks dans les nucléons, nucléons dans le noyau, noyau et électrons dans l'atome, atome dans la molécule ...) ou macroscopique (étoiles et leur système planétaire formant des amas, se regroupant avec la matière interstellaire, elle-même fractale, en galaxies, celles-ci formant à leur tour des paires, des groupes et des amas, qui appartiennent à des superamas de galaxies, eux-mêmes sous-ensembles des très grandes structures de l'univers).

Ce qui frappe dans ces deux domaines est que c'est le vide et non la matière qui domine, même à de très grandes échelles où l'on pensait auparavant trouver une distribution homogène (il s'agit là d'une des grandes découvertes de cosmologie observationnelle de ces vingt dernières années).

Nous tenterons ici d'évoquer de nouvelles méthodes récemment proposées en physique pour résoudre ce type de problème, dans l'espoir que certaines d'entre elles puissent se révéler utiles en halieutique, bien sûr après réanalyse et réadaptation à la spécificité d'un autre domaine.

La théorie de la relativité d'échelle (Nottale, 1993) a été construite précisément pour traiter des questions de structuration en échelle. On y prend en compte une intervention explicite des échelles d'observation, ou plus généralement de celles qui sont caractéristiques des phénomènes étudiés, ainsi que des relations entre ces échelles. De plus on verra comment une description de structures à toutes les échelles (ou sur une large gamme) implique une dynamique nouvelle dont le comportement devient du type quantique plutôt que classique. Or une telle dynamique conduit naturellement à une morphogénèse, étant génératrice de structures organisées de manière hiérarchiques, en rapport avec les conditions extérieures (forces et conditions aux limites).

I Principe de relativité d'échelle

La théorie de la relativité d'échelle consiste à appliquer aux transformations d'échelle (en particulier aux résolutions spatio-temporelles qui caractérisent le système étudié) le principe de relativité, qui exige dans la formulation d'Einstein (1916) que les lois de la nature soient valides dans tout système de coordonnées, quel que soit son état. Depuis Galilée, ce principe avait été appliqué aux états de position (origine et orientation des axes) et de mouvement du système de coordonnées (vitesse, accélération), états qui ont la propriété de n'être jamais définissables de manière absolue, mais seulement pour un repère relativement à un autre. Il en est de même en ce qui concerne les problèmes d'échelle. L'échelle d'un système ne peut être définie que par rapport à un autre système (seuls des rapports d'échelle ont un sens, jamais une échelle absolue), et possède donc bien la propriété fondamentale de relativité. On réinterprète alors les résolutions, non plus seulement comme propriété de l'appareil de mesure et/ou du système mesuré, mais comme propriété intrinsèque à l'espace-temps, caractérisant l'état d'échelle du référentiel au même titre que les vitesses caractérisent son état de mouvement. Le principe de relativité d'échelle consiste alors à demander que les lois fondamentales de la nature s'appliquent quel que soit l'état d'échelle du système de coordonnées.

Comment mettre en œuvre un tel principe ? Seule une géométrie dans laquelle les propriétés des divers objets dépendent explicitement des résolutions spatio-temporelles lui est naturellement adaptée. Or ceci est précisément l'essence de la géométrie fractale (Mandelbrot, 1975, 1982). On est donc conduit à généraliser une nouvelle fois le concept d'espace-temps et à travailler dans le cadre d'un espace-temps fractal (Ord, 1983 ; Nottale et Schneider, 1984 ; Nottale, 1989, 1993 ; El Naschie, 1995). On prend alors en compte des systèmes de coordonnées (et des trajectoires, en particulier les géodésiques de l'espace fractal) eux-mêmes fractals, c'est-à-dire possédant une structure interne. Nous ne nous concentrerons pas ici sur les descriptions possibles d'une telle structure, qui porte sur l'espace des échelles (voir Nottale, 1992, 1993, 1996), mais plutôt sur

ses effets induits sur les déplacements dans l'espace ordinaire. Nous allons voir que la combinaison entre eux de ces effets conduit à l'introduction d'un outil de description du type de celui de la mécanique quantique (mais avec une interprétation différente). On y abandonne la description classique en terme de conditions initiales et de trajectoires individuelles déterministes, au bénéfice d'une description statistique en terme d'amplitudes de probabilité.

■ Dynamique induite

Rappelons l'essence de la méthode utilisée dans le cadre de la relativité d'échelle pour passer d'une dynamique classique à une dynamique de type quantique.

Les trois conditions qui permettent de transformer l'équation fondamentale de la dynamique en une équation de Schrödinger sont les suivantes :

- (i) il existe un très grand nombre (à la limite, une infinité) de trajectoires potentielles ;
- (ii) chacune de ces trajectoires est une courbe fractale ; on peut considérer successivement les cas : (i) d'une dimension fractale constante $D = 2$ (Nottale, 1993), qui correspond par exemple au mouvement brownien, (ii) puis d'autres valeurs de la dimension (Nottale, 1995, 1996), (iii) d'une dimension variable, devenue la composante d'un vecteur dans le cadre des transformations d'échelle log-lorentziennes de la relativité d'échelle restreinte (Nottale, 1992, 1996) ; (iv) d'une dimension variable dans le cadre de transformations non-linéaires incluant une « dynamique d'échelle » (Nottale, 1997) ;
- (iii) il y a irréversibilité au niveau infinitésimal, c'est-à-dire non-invariance dans la réflexion de l'élément différentiel de temps $dt \rightarrow -dt$.

La première condition conduit à adopter une description de type « fluide », où l'on ne considérera plus seulement la vitesse d'une trajectoire individuelle, mais le champ de vitesse $v[x(t), t]$ de toutes les trajectoires virtuelles.

La deuxième condition mène à décomposer les déplacements élémentaires,

$$dX^i = dx^i + d\xi^i \quad (1)$$

sous forme d'une moyenne, $dx = v dt$, et d'une fluctuation $d\xi$, caractérisée par une loi de comportement fractale (voir figure 1) :

$$d\xi \propto dt^{1/D} \quad (2)$$

La troisième condition a pour conséquence un dédoublement des vitesses, y compris au niveau des vitesses moyennes et, plus généralement, un dédoublement de l'opérateur de dérivation par rapport au temps.

On est ainsi amené à introduire un double processus tridimensionnel

$$dX_{\pm}^i = dx_{\pm}^i + d\xi_{\pm}^i \quad (3)$$

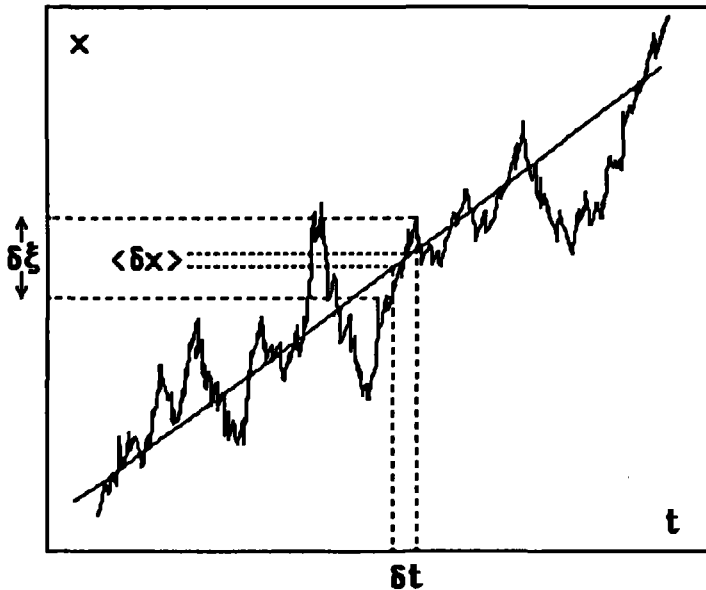


Figure 1

Décomposition de la composante du mouvement sur un axe en termes d'une moyenne « classique » et d'une fluctuation fractale. Alors que le déplacement élémentaire moyen et l'écart temporel sont des infinitésimaux du même ordre, $dx \propto dt$, il n'en est plus de même de la fluctuation fractale, dont la relation à l'intervalle de temps, $d\xi^D \propto dt$, dépend de la dimension fractale D .

dans lequel $dx_{\pm}^i = v_{\pm}^i dt$, $\langle d\xi_{\pm}^i \rangle = 0$ et

$$\left\langle \frac{d\xi_{\pm}^i}{dt} \frac{d\xi_{\pm}^j}{dt} \right\rangle = \pm \delta^{ij} \left(\frac{2D}{dt} \right)^{2-2/D} \quad (4)$$

(On a fait ici $c = 1$ pour simplifier l'écriture ; δ^{ij} représente le symbole de Kronecker). Ici D est un paramètre d'échelle fondamental qui caractérise le comportement fractal des trajectoires. Ce paramètre détermine la transition essentielle qui apparaît dans un tel processus entre le comportement fractal à petite échelle (où les fluctuations dominent) et non fractal à grande échelle (où le mouvement classique moyen redevient dominant). Le paramètre D dans l'exposant est la dimension fractale. Nous considérerons dans un premier temps une dimension $D = 2$, puis nous évoquerons rapidement un cas plus général dans le prochain paragraphe.

Une représentation simple du dédoublement de variables dû à l'irréversibilité consiste en l'utilisation de nombres complexes. On définit un opérateur complexe de dérivation par rapport au temps,

$$\frac{d}{dt} = \frac{1}{2} \left(\frac{d_+ + d_-}{dt} - i \frac{d_+ - d_-}{dt} \right) \quad (5)$$

puis une vitesse moyenne complexe qui résulte de l'action de cet opérateur sur la variable de position :

$$v^i = \frac{d}{dt} x^i = V^i - i U^i = \frac{v_+^i + v_-^i}{2} - i \frac{v_+^i - v_-^i}{2} \quad (6)$$

Ainsi, à la limite classique où $v_+^i = v_-^i$, la partie réelle de cette vitesse complexe s'identifie à la vitesse classique tandis que la partie imaginaire disparaît. Le choix ici d'un signe moins pour la partie imaginaire n'a rien d'essentiel : il permet, comme on le verra, d'obtenir une équation de Schrödinger portant sur la fonction d'onde ψ (qui sera définie à partir de l'action dans ce qui suit). Le choix inverse aurait fourni l'équation de sa complexe conjuguée ψ^* , ce qui serait équivalent sachant que les rôles de ψ et ψ^* sont symétriques dans la définition de la densité de probabilité $P = \psi\psi^*$.

Après avoir défini les lois des déplacements élémentaires dans un tel processus fractal et localement irréversible, il nous faut mainte-

nant analyser les effets de ces déplacements sur d'autres grandeurs physiques. Considérons une fonction $f(X(t), t)$. Sa dérivée totale par rapport au temps s'écrit :

$$\frac{df}{dt} = \frac{\partial f}{\partial t} + \nabla f \cdot \frac{dX}{dt} + \frac{1}{2} \frac{\partial^2 f}{\partial X_i \partial X_j} \frac{dX_i dX_j}{dt} \quad (7)$$

On peut alors calculer les dérivées « avant » et « arrière » de f . Dans ce calcul, la valeur moyenne de dX/dt devient $d_{\pm}x/dt = v_{\pm}$, tandis que $\langle dX_i dX_j \rangle$ se réduit à $\langle d\xi_{\pm i} d\xi_{\pm j} \rangle$, si bien que le dernier terme de l'Eq. (7) se transforme en un Laplacien du fait de l'Eq. (4). On obtient alors :

$$d_{\pm}f/dt = (\partial/\partial t + v_{\pm} \cdot \nabla \pm \mathcal{D}\Delta) f \quad (8)$$

En combinant enfin ces deux dérivées, on obtient l'expression de l'opérateur complexe de dérivation par rapport au temps :

$$\frac{d}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} + v \cdot \nabla - i\mathcal{D}\Delta \quad (9)$$

Il contient deux termes imaginaires supplémentaires, $-i U \cdot \nabla$ et $-i \mathcal{D}\Delta$, par rapport à l'opérateur de dérivation totale ordinaire, $d/dt = \partial/\partial t + v \cdot \nabla$.

Nous pouvons maintenant réécrire l'équation fondamentale de la dynamique en utilisant cet opérateur de dérivation : celle-ci prendra alors automatiquement en compte les nouveaux effets considérés.

On obtient :

$$m \frac{d^2}{dt^2} x = -\nabla\phi \quad (10)$$

où ϕ est un terme de potentiel.

Plus généralement, on peut reprendre le déroulement de la construction de la mécanique lagrangienne avec ce nouvel outil (voir Nottale, 1993, 1996, 1997). Le caractère complexe de la vitesse \mathcal{V} implique celui de la fonction de Lagrange, donc de l'action S .

Une fonction d'onde ψ s'introduit alors très simplement comme une ré-expression pour cette action complexe :

$$\psi = e^{iS/2m\mathcal{D}} \quad (11)$$

Elle est reliée à la vitesse complexe comme suit :

$$\mathcal{V} = -2i \mathcal{D} \nabla (\ln \Psi) \quad (12)$$

Nous pouvons maintenant changer d'outil de description et écrire l'équation d'Euler-Newton ci-dessus (10) en fonction de cette fonction d'onde :

$$2i m \mathcal{D} \frac{d}{dt} (\nabla \ln \Psi) = \nabla \phi \quad (13)$$

Après quelques calculs, cette équation s'intègre sous forme d'une équation de Schrödinger (Nottale, 1993) :

$$\mathcal{D}^2 \Delta \Psi + i \mathcal{D} \frac{\partial}{\partial t} \Psi - \frac{\phi}{2m} \Psi = 0 \quad (14)$$

On retrouverait l'équation de la mécanique quantique standard par le choix $\mathcal{D} = h / 2m$. En posant $\Psi \Psi^* = \rho$, on trouve que la partie imaginaire de cette équation est l'équation de continuité,

$$\partial \rho / \partial t + \text{div}(\rho \mathcal{V}) = 0 \quad (15)$$

ce qui justifie l'interprétation de ρ comme une densité de probabilité.

Dimension différente de 2

Le cas d'une dimension fractale $D = 2$, malgré son grand domaine d'application (il correspond aux processus de Wiener du mouvement brownien) peut se révéler n'être pas assez général. Il est aisé, en première approximation, de traiter des dimensions peu différentes de 2. Comme remarqué par Mandelbrot et Van Ness (1968), en écrivant le carré de la fluctuation sous la forme $\langle d\xi^2 \rangle = 2 \mathcal{D} dt (\delta t / \tau)^{(2/D)-1}$, on peut représenter les effets de l'écart à la dimension 2 sous forme d'une dépendance d'échelle explicite. Ceci peut se faire en introduisant un paramètre \mathcal{D} dépendant d'échelle :

$$\mathcal{D}(\delta t) = \mathcal{D}_0 (\delta t / \tau)^{(2/D)-1} \quad (16)$$

ce qui conduira à une équation de Schrödinger généralisée (14) ayant cette propriété de dépendance d'échelle (lente) explicite (Nottale, 1995, 1996). Une autre méthode envisageable consisterait à utiliser la dérivation fractionnaire, en particulier sa version locale établie par Kolwankar et Gangal (1998).

I Modèle hiérarchique

Le processus décrit dans les paragraphes précédents fournit naturellement une structuration hiérarchisée. En effet, l'équation de Schrödinger généralisée ci-dessus s'applique à la distribution de probabilité des positions de « particules » préalablement définies. Mais ce concept de « particule » consiste ici précisément à décrire le mouvement et la répartition d'objets ou de groupes d'objets indépendamment de leur structure interne. Le résultat obtenu (décrit par la densité de probabilité) est que de telles particules se regroupent elles-mêmes en des structures. Autrement dit, elles forment un nouvel objet à une échelle supérieure. Dans un changement d'échelle, le nouvel objet peut être pris comme « particule », et si les conditions de base dont nous sommes partis restent respectées (grand nombre de trajectoires virtuelles, caractère fractal de chaque trajectoire, irréversibilité), une nouvelle équation de Schrödinger généralisée pourra lui être appliquée, ceci impliquant la formation d'un nouveau niveau hiérarchique. Il faut remarquer qu'il n'y aura pas forcément self-similarité stricte entre ces niveaux, car les conditions aux limites et/ou la forme des potentiels appliqués auront pu changer dans le changement d'échelle.

I Application : oscillateur harmonique

Comme exemple d'application de cette méthode, le potentiel en r^2 d'un oscillateur harmonique (c'est-à-dire d'une force proportionnelle à r) est particulièrement instructif. En cosmologie, il correspond à la situation de la formation de structures à partir d'un milieu de densité constante, situation qui n'est pas structurante en cosmologie classique mais le devient dans la nouvelle approche. Plus généralement, ce type de potentiel apparaît naturellement dans toutes les situations de petits écarts par rapport à une position d'équilibre, et est donc une bonne première approximation pour de nombreux problèmes.

Considérons le cas d'une densité moyenne égale à ρ . (Dans une autre situation, on remplacera simplement dans l'équation ci-après $\pi G \rho / 3$ par une constante adaptée au problème posé). On obtient l'équation de Schrödinger suivante :

$$\mathcal{D}^2 \Delta \psi + i \mathcal{D} \frac{\partial}{\partial t} \psi - \frac{\pi}{3} G \rho r^2 \psi = 0 \quad (17)$$

Si l'on ne s'intéresse dans un premier temps qu'aux solutions stationnaires, l'équation indépendante du temps s'écrit :

$$\mathcal{D}^2 \Delta \psi + \left[\frac{E}{2m} - \frac{\pi}{3} G \rho r^2 \right] \psi = 0 \quad (18)$$

À la substitution près

$$h \rightarrow 2 m \mathcal{D} \quad (19)$$

c'est l'équation de Schrödinger de la mécanique quantique standard pour un oscillateur harmonique tridimensionnel isotrope de fréquence

$$\omega = \left(\frac{4\pi G \rho}{3} \right)^{1/2} \quad (20)$$

Les solutions sont bien connues. L'énergie est quantifiée comme :

$$E = 4 m \mathcal{D} \left(\frac{\pi G \rho}{3} \right)^{1/2} \left(n + \frac{3}{2} \right) \quad (21)$$

où $n = n_1 + n_2 + n_3$, les n_i correspondant à trois oscillateurs linéaires pour les trois coordonnées. La densité de probabilité de l'état stationnaire s'écrit :

$$|\psi_{n_1 n_2 n_3}|^2 \propto e^{-(r/a)^2} [\mathcal{H}_{n_1}(x/a) \mathcal{H}_{n_2}(y/a) \mathcal{H}_{n_3}(z/a)]^2 \quad (22)$$

où les \mathcal{H}_n 's sont les polynômes d'Hermite, et où a est une échelle de longueur caractéristique donnée par :

$$a = \sqrt{2 \mathcal{D} / \omega} = (\mathcal{D})^{1/2} (\pi G \rho / 3)^{-1/4} \quad (23)$$

On rappelle que les premiers polynômes d'Hermite sont :

$$\mathcal{H}_0 = 1 ; \mathcal{H}_1 = 2x ; \mathcal{H}_2 = 4x^2 - 2 ; \mathcal{H}_3 = 8x^3 - 12x ; \dots \quad (24)$$

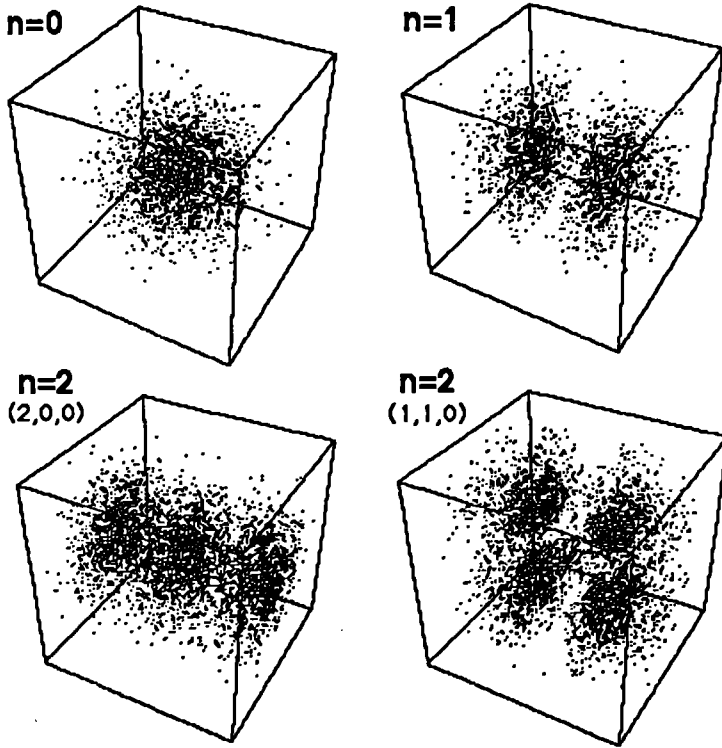


Figure 2

Représentation (en densité de points) des solutions de l'équation de Schrödinger (Eq. 18) pour le potentiel de l'oscillateur harmonique tridimensionnel isotrope.

Pour obtenir cette figure, on a jeté des particules au hasard dans la densité de probabilité donnée par le carré du module de l'amplitude de probabilité ψ .

On voit que les particules s'organisent naturellement en amas et ensembles d'amas.

On prédit donc une formation de structures suivant les divers modes de l'oscillateur harmonique quantifié (voir figure 1). Le mode zéro est une Gaussienne de dispersion $\sigma_0 = a/\sqrt{2}$.

Le mode $n = 1$ est une structure double dont les pics sont situés en $x_{\text{pic}} = \pm a$. Le mode $n = 2$ est dégénéré en deux types de structures, une structure linéaire à trois pics en $0, \pm\sqrt{5/2} a \approx \pm 1.58 a$ et une structure en carré. Pour $n = 3$, on trouve $x_{\text{pic}} = \pm 0.602 a$ et $\pm 2.034 a$ pour la structure linéaire, etc.

Noter que Hermann (1997) a montré par ailleurs qu'une simulation numérique des équations de la dynamique écrites sous leur forme « classique » (Eq. 10) générerait bien les solutions de l'équation de Schrödinger. On voit effectivement sur la figure 2 que les particules s'organisent en structures simples ($n = 0$), doubles ($n = 1$), multiples (chaîne triple ou quadrilatère pour $n = 2$), etc., c'est-à-dire déjà sur deux niveaux de hiérarchie.

I Discussion et conclusion

En conclusion, nous avons montré sur un exemple simple que, dans la nouvelle approche fondée sur la fractalité et la non-différentiabilité, la dynamique de type classique se transformait en une dynamique nouvelle ayant un caractère quasi-quantique, naturellement capable de morphogénèse. En effet, on trouve que les particules-tests auxquelles on applique cette méthode constituent des structures finies qui, à une échelle grande devant leur taille caractéristique, pourront elles-mêmes être traitées comme particules. On est ainsi ramené au problème précédent (mais en tenant compte du fait que l'unité naturelle d'échelle, et éventuellement les conditions aux limites et le potentiel ont pu varier), et la même méthode peut alors être appliquée. Une hiérarchie de structures se met ainsi en place, qui combinerait des propriétés universelles invariantes d'échelle avec d'autres propriétés spécifiques de l'échelle (relative) particulière considérée. Appliquée à notre système solaire, cette méthode a permis de mettre en évidence cinq niveaux de structuration imbriqués les uns dans les autres (Nottale, Schumacher et Gay, 1997) et de prédire théoriquement l'existence de distances privilégiées à leurs étoiles pour les planètes extrasolaires récemment découvertes (Nottale, 1996).

Il reste bien sûr à vérifier si une telle méthode est applicable aux problèmes d'écologie marine. Cette méthode consiste à construire une théorie de la morphogénèse de structures allant au-delà de la description des trajectoires individuelles des « particules » qui forment ces structures. Il semble qu'il en soit bien ainsi pour les poissons de haute

mer : que tel ou tel individu soit dans tel banc, que tel ou tel banc participe de tel amas, etc. n'a pas d'importance en soi du point de vue de la structure. De plus, les trois hypothèses dont nous sommes partis, (infinité de trajectoires potentielles, chaque trajectoire est fractale, elles sont localement irréversibles) semblent bien adaptées au comportement d'espèces marines. La structuration obtenue comme solution d'équations de Schrödinger généralisées (existence de pics bien marqués de la densité de probabilité, hiérarchie de structures) semble en bon accord avec ce comportement observé des poissons qui, plutôt que de remplir l'espace, s'agglomèrent en bancs, clusters etc.

Remarquons pour finir que l'équation de base qui se transforme en équation de Schrödinger est (en l'absence de potentiel) l'équation d'une géodésique, c'est-à-dire du mouvement localement libre : en d'autres termes, dans une telle description, le poisson va toujours « tout droit » dans son propre repère, puis il en est encore de même du point de vue du banc pris comme objet, et ainsi de suite à toutes les échelles.

Remerciements

Tous mes remerciements à Nicolas Bez et aux autres organisateurs de ce colloque pour leur invitation, ainsi qu'aux participants pour les intéressantes et stimulantes discussions.

Bibliographie

EINSTEIN A., 1916 —
The foundation of the general theory of relativity, *Annalen der Physik* 49, 769. English translation in *The Principle of Relativity*, (Dover publications) : 109-164.

EL NASCHIE M.S., 1995 —
In Quantum Mechanics, Diffusion and Chaotic Fractals,
Eds. M.S. El Naschie, O.E. Rössler
and I. Prigogine : 93, 185
and 191, Pergamon.

HERMANN R., 1997—
Numerical simulation of a quantum
particle in a box. *J. Phys. A* 30,3967.

KOLWANKAR K.M.,
GANGAL A.D., 1998 —
Local Fractional Fokker-Planck
Equation. *Phys. Rev. Lett.* 80, 214.

MANDELBROT B, 1975 —
Les Objets Fractals. Flammarion,
Paris; *The Fractal Geometry of Nature*.
Freeman, San Francisco (1982).

- MANDELBROT B.,
VAN NESS J.W., 1968 —
Fractional Brownian motions,
fractional noises and applications.
SIAM Review 10, 422.
- NOTTALE L., SCHNEIDER J., 1984 —
Fractals and Non Standard Analysis,
J. Math. Phys. 25 : 1296-1300.
- NOTTALE L., 1992 —
The theory of scale relativity, *Int. J.
Mod. Phys. A7* : 4899-4936.
- NOTTALE L., 1993 —
Fractal Space-Time
and Microphysics : Towards
a Theory of Scale Relativity.
World Scientific.
- NOTTALE L., 1995 —
Scale-relativity : from Quantum
Mechanics to Chaotic Dynamics.
Chaos, Solitons and Fractals,
6 : 399-410.
- NOTTALE L., 1996 —
Scale Relativity and Fractal Space-
Time : Applications to Quantum
Physics, Cosmology and Chaotic
Systems. *Chaos, Solitons and
Fractals* 7, 877.
- NOTTALE L., 1996 —
Scale relativity and quantization
of extrasolar planetary systems.
Astronomy and Astrophysics 315, L9.
- NOTTALE L., 1997 —
Scale relativity and quantization of
the universe. I. Theoretical
framework. *Astronomy and
Astrophysics* 327, 867.
- NOTTALE L., 1989 —
Fractals and the quantum theory
of space-time, *Int. J. Mod. Phys.
A4* : 5047-5117.
- NOTTALE L., SCHUMACHER G.,
GAY J., 1997 —
Scale relativity and quantization
of the solar system. *Astron.
Astrophys.* 322, 1018
- ORD G.N., 1983 —
Fractal space-time : a geometric
analogue of relativistic quantum
mechanics, *J. Phys. A : Math. Gen.*
16 : 1869-1884.

Caractérisation hydrologique et acoustique de l'habitat pélagique en Polynésie française

Conséquences sur les distributions
horizontale et verticale des thonidés

Arnaud Bertrand

Biologiste des pêches

Christophe Misselis

Biologiste des pêches

Erwan Josse

Biologiste des pêches

Pascal Bach

Biologiste des pêches

Introduction

Les distributions verticale et horizontale des thonidés dépendent de leur environnement tant d'un point de vue physico-chimique que trophique. L'influence des facteurs hydrologiques sur la distribution des thons a fait l'objet de nombreuses études (Sharp, 1978; Sund *et al.*, 1981, Laurs, 1984; Hanamoto, 1987; Marsac, 1992; Brill, 1994; Dagorn, 1994; Bard *et al.*, 1998). La distribution de ces poissons à forte demande métabolique (Kitchell *et al.*, 1978; Olson et Boggs, 1986) est également liée à la disponibilité en nourriture (Sund *et al.*, 1981; Dagorn, 1994; Roger, 1994). Le micronecton constitue la principale proie des thons (Grandperrin, 1975; Sund *et al.*, 1981,

p. 490), pourtant sa distribution a été très peu étudiée, notamment dans le Pacifique Central. Les méthodes acoustiques qui permettent une approche bidimensionnelle et continue de l'habitat pélagique sont un bon outil pour étudier la distribution du micronecton (Marchal *et al.*, 1993; Roger et Marchal, 1994; Marchal et Lebourges, 1996; Fielder *et al.*, 1998).

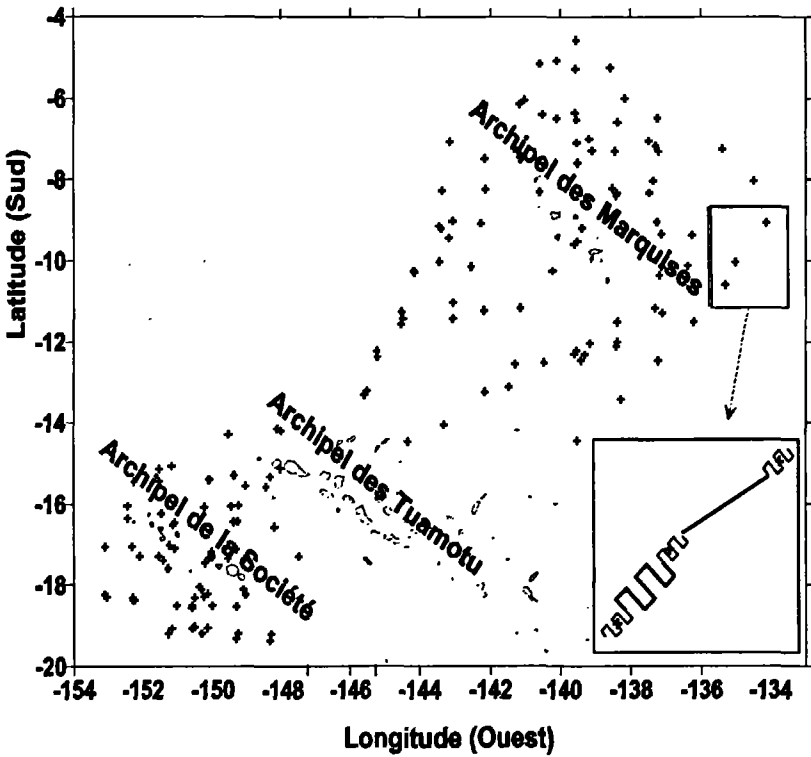
La présente étude se propose de montrer comment une caractérisation biotique et abiotique de l'écosystème pélagique de la Zone économique exclusive (ZEE) de Polynésie française permet de mieux comprendre la distribution des trois espèces de thons cibles des pêcheries palangrières en Polynésie : le germon (*Thunnus alalunga*), le thon à nageoires jaunes (*T. albacares*) et le thon obèse (*T. obesus*).

La prise par unité d'effort (PUE) des pêcheries palangrières n'est pas nécessairement un bon indice d'abondance des thons. En effet, la capturabilité est étroitement dépendante de la correspondance entre la distribution verticale des hameçons et le préférendum hydrologique des thonidés (Hanamoto, 1987; Hampton *et al.*, 1998). Il est donc nécessaire de considérer la distribution des thons soit à partir de données de captures pour lesquelles les distributions verticales des hameçons sont disponibles, soit à partir d'une estimation directe de l'abondance indépendante des activités de pêche.

Dans ce but, des expérimentations ont été menées en Polynésie française dans le cadre du programme Ecotap (Étude du comportement des thonidés par l'acoustique et la pêche) regroupant l'IRD (l'Institut de recherche pour le développement, ex-Orstom), l'Ifremer (Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer) et un organisme territorial, le SRM (Service des ressources marines, ex-EVAAM). Au cours de ce programme, des pêches expérimentales à la palangre instrumentée ont été couplées à des mesures physico-chimiques et des prospections acoustiques. Dans un premier temps, une typologie de l'habitat pélagique est réalisée à l'aide de variables physico-chimiques et biologiques. Les répartitions horizontale et verticale des thons sont ensuite étudiées en fonction de ces variables afin de déterminer celles qui influencent le plus la distribution des thons.

I Matériel et méthodes

Le programme Ecotap a totalisé 300 jours de mer pour ses expérimentations réalisées à bord du N/O « Alis » de l'IRD entre octobre 1995 et août 1997 dans la partie nord-est de la ZEE de Polynésie française (fig. 1).



I Figure 1

Positions des stations palangre et hydrologique (croix) réalisées au cours des campagnes Ecotap.

En encadré : prospections acoustiques diurnes en créneaux réalisées sur la zone de pêche de la palangre (traits fins)

et prospections nocturnes inter-station en ligne droite ou en créneaux (traits gras).

Acquisition des données acoustiques

Les données acoustiques ont été acquises à l'aide d'un écho-sondeur Simrad EK500 connecté à un transducteur 38 kHz à faisceau scindé. La durée d'impulsion est de 1 ms et l'angle du faisceau de 6,9°. La colonne d'eau est échantillonnée de la surface à 500 m. Le système est étalonné à l'aide d'une boule standard en cuivre de 60 mm de diamètre selon la méthode préconisée par le constructeur (Simrad, 1993). Un seuil à -70 dB est appliqué *a posteriori* sur les données acoustiques utilisées sous la forme de réponse acoustique par unité de surface (s_a).

Acquisition des données hydrologiques

Les données hydrologiques ont été acquises à l'aide d'une sonde Seacat SBE 19 (Seabird Electronics, Inc.) entre la surface et plus de 500 m de profondeur à une cadence d'acquisition d'une donnée toutes les 0,5 secondes. Trois variables hydrologiques sont utilisées dans la présente étude : la température, la salinité et l'oxygène dissous.

Pêches à la palangre instrumentée

Au total, plus de 80 000 hameçons ont été mouillés au cours des 163 opérations de pêche réalisées à l'aide d'une palangre instrumentée. L'instrumentation de cette palangre comprend des horloges montées sur les avançons qui se déclenchent lors de la capture et des capteurs de pression qui permettent de déterminer la profondeur correspondant à l'heure de la capture (Boggs, 1992).

Détection acoustique de thons

Déterminer une abondance en thons indépendamment des activités de pêche permet de s'affranchir des biais liés à la capturabilité de la ressource. Les méthodes acoustiques sont utilisées en routine dans l'estimation de nombreux stocks de poissons pélagiques mais n'ont jamais été appliquées aux thons. Une des raisons était l'absence de

références sur la réponse individuelle (TS : target strength) des thons, préalable indispensable à toute reconnaissance d'échos individuels. Les travaux de Bertrand *et al.* (1999 a, b) et de Josse et Bertrand (sous presse) permettent de disposer d'une première gamme de TS pour des thons à nageoires jaunes et des thons obèses. Ces résultats ont été pris en référence par Bertrand et Josse (sous presse) afin de sélectionner des échos individuels pouvant être assimilés à des thonidés au cours de prospections acoustiques diurnes.

Protocole d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage est imposé par les contraintes spatio-temporelles de la zone d'étude. La vitesse du navire lors de l'acquisition des données acoustiques est fixée à 7 nœuds afin de limiter l'influence du bruit du navire sur la qualité des données acoustiques tout en permettant une couverture spatiale suffisante. Compte tenu de l'étendue de la zone étudiée, des distances pouvant être parcourues quotidiennement par le N/O « Alis » et de la nécessité de réaliser des escales techniques, les stations sont réparties en continu le long de routes tracées afin de couvrir la plus grande surface possible (fig. 1). À chaque station, une palangre expérimentale est posée et des mesures à la sonde hydrologique réalisées. Les prospections acoustiques diurnes sont systématiquement réalisées en créneaux sur la palangre. De nuit, les trajets des prospections acoustiques entre deux palangres sont soit en ligne droite soit en créneaux afin de prospecter une plus grande surface possible tout en permettant de mesurer le niveau d'anisotropie du milieu (fig. 1).

Traitement des données hydrologiques

Une analyse en composante principale (ACP) suivie d'une classification hiérarchique directe (CHD) sont réalisées sur les profils hydrologiques des variables température, salinité et oxygène dissous afin de caractériser la zone d'étude d'un point de vue hydrologique. À chaque station hydrologique, une valeur tous les 10 m, de la surface à 500 m de profondeur est prise en compte pour chaque variable. Les analyses sont réalisées à l'aide du logiciel SPAD 3.5.

Définition d'une variable indicatrice « du volume d'habitat » au regard de l'hydrologie

Une variable représentative du volume d'habitat a été définie en fonction de valeurs seuils pour la température et l'oxygène dissous qui sont les paramètres physico-chimiques qui influencent le plus la distribution des thons (Hanamoto, 1987; Cayré et Marsac, 1993; Brill, 1994). Pour chaque variable, la valeur seuil retenue est celle au-delà de laquelle moins de 2,5 % des captures à la palangre instrumentée ont eu lieu. Il faut noter que les poissons capturés au cours du virage de la palangre sont retirés de cette analyse en raison de biais possible quant à l'estimation de la profondeur de capture. Pour chaque station et chaque espèce, une « profondeur limite d'habitat » correspondant à la profondeur la moins élevée associée soit au seuil d'oxygène soit au seuil de température est donc définie. Ainsi que l'ont montré les marquages ultrasoniques (Bach *et al.*, 1998; Josse *et al.*, 1998; Dagorn *et al.*, sous presse), le thon obèse et le thon à nageoires jaunes peuvent fréquenter les eaux superficielles chaudes. Ainsi, pour ces espèces, la hauteur d'habitat est équivalente à la « profondeur limite d'habitat ». Le germon adulte est lui très rarement capturé dans la couche homogène, et sa distribution semble être limitée par des températures élevées (Grandperrin, 1975). Une valeur seuil supérieure est donc également calculée. Pour cette espèce, la « hauteur d'habitat » est égale à la différence entre les profondeurs associées aux deux seuils.

Traitement des données acoustiques

Compte tenu des réglages utilisés au cours des campagnes Ecotap et des performances du sondeur, la réponse acoustique par unité de surface (s_a) est représentative de la biomasse en poissons micronectoniques supposée proportionnelle à la biomasse totale en micronecton (Bertrand *et al.*, 1999 c). Une typologie de la distribution du micronecton a été réalisée à l'aide d'analyses multivariées en utilisant les variables suivantes :

- variables spatio-temporelles : numéro de la campagne, saison, latitude et longitude ;
- profils acoustiques i.e. réponse acoustique par unité de surface (s_a) calculée par tranche de 10 m entre 10 et 490 m ;

- variabilité verticale et horizontale de la distribution du micronecton calculée à l'aide de méthodes géostatistiques ;
- structure morphologique des échogrammes par un codage des structures insonifiées basé sur la méthode proposée par Petitgas et Levenez (1996).

Résultats

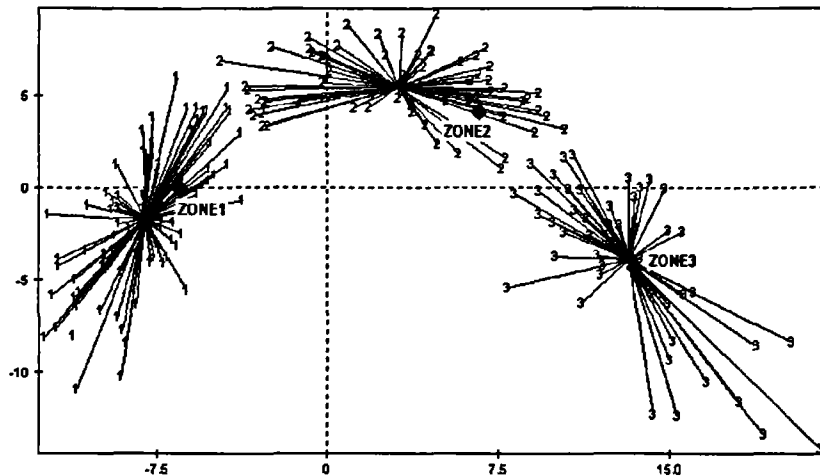
Typologie de l'habitat physico-chimique

Les résultats de l'ACP et de la classification réalisée sur les variables hydrologiques (fig. 2) permettent d'identifier trois zones dans la partie nord-est de la ZEE polynésienne (fig. 3). La première, localisée au Sud de 14°S, présente une couche homogène d'une cinquantaine de mètres puis une diminution régulière de la température jusqu'à 500 m. La concentration en oxygène dissous reste élevée sur toute la tranche d'eau (fig. 3). La seconde zone, entre 9°S et 14°S, présente une couche homogène d'une soixantaine de mètres. Au-delà, on note la présence d'une thermocline peu marquée entre 170 et 320 m de profondeur avec un gradient de 6,5 °C par 100 m de profondeur. L'oxycline localisée entre 200 et 350 m se caractérise par une diminution du taux d'oxygène dissous de 3.3 ml.l⁻¹ à 1.5 ml.l⁻¹ (fig. 3). La troisième zone, entre 4°S et 9°S présente une thermocline assez marquée entre 100 et 250 m de profondeur ainsi qu'une oxycline avec des valeurs extrêmes moyennes en oxygène dissous de 3.7 ml.l⁻¹ et de 0.8 ml.l⁻¹ (des minima inférieurs à 0.1 ml.l⁻¹ sont rencontrés dans certaines stations) (fig. 3).

Typologie de l'habitat biologique

L'étude de la distribution du micronecton observée par acoustique permet de définir trois zones (Bertrand *et al.*, 1999 c) (fig. 3). La première, localisée au sud de 13°S est caractérisée par une biomasse et un nombre d'agrégats de micronecton très faibles. La seconde zone, est globalement localisée entre 8 et 13°S. Cette zone, présente les

Facteur 2 - 16,97 %



Facteur 1 - 54,89 %

Figure 2

Projection sur les axes factoriels 1-2 des trois classes de la classification hiérarchique directe réalisée sur les variables hydrologiques. Les barycentres des trois classes correspondant aux trois zones déterminées lors de la caractérisation de la distribution du micronecton sont également représentés (zones 1 à 3).

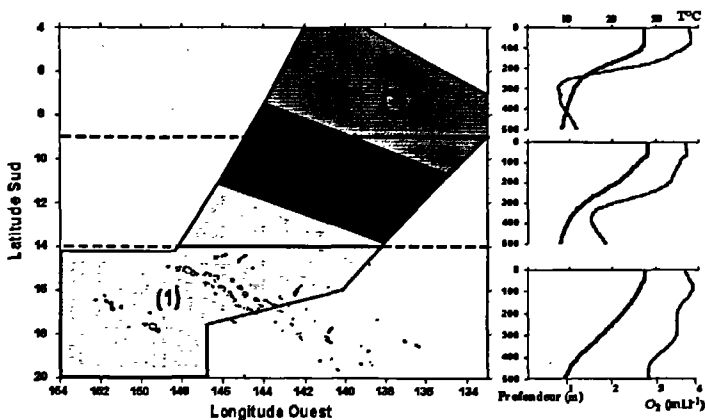


Figure 3

Zones définies lors du découpage de la région d'étude à l'aide des paramètres physico-chimiques (découpage suivant les parallèles) et à partir de la distribution du micronecton (découpage en surfaces). Les profils moyens de température (trait gras) et d'oxygène dissous (trait fin) correspondant à chaque zone hydrologique sont également représentés.

biomasses les plus élevées avec une forte occurrence d'agrégats de micronecton. La troisième zone, est située au nord de l'archipel des Marquises. Cette zone a de nombreux caractères communs avec la zone 1, alors qu'elles sont hydrologiquement très différentes. La biomasse micronectonique y est moyenne par rapport à l'ensemble de la région d'étude et les agrégats sont peu nombreux.

Extension verticale de l'habitat

Les valeurs seuils de la température et de l'oxygène ont été calculées pour chaque espèce (les thons capturés à la palangre sont adultes pour la plupart) (tableau 1). La comparaison de ces résultats avec les valeurs proposées dans la littérature a été faite par Bertrand (1999). À partir de ces données, l'étendue verticale de l'habitat hydrologique est mesurée pour chaque station et représentée en fonction de la latitude entre 20 °S et 5 °S (fig. 4). L'évolution des profondeurs moyennes des captures suit bien la diminution du volume d'habitat du Sud vers le Nord de la zone d'étude (fig. 4).

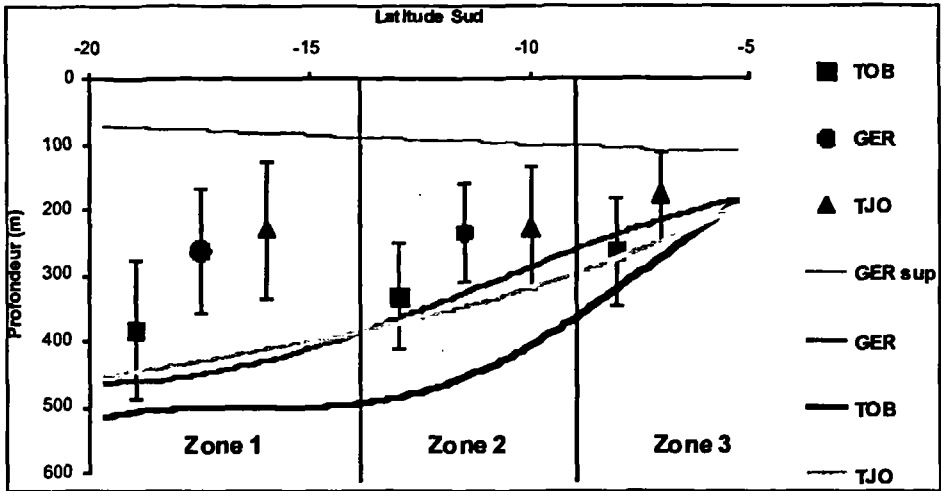
Distribution des rendements par zone

La relation entre la distribution par zone des rendements en thons et des densités des thons sélectionnés par acoustique est linéaire (tableau 2). Un tel résultat traduit le fait que les PUE globales des thons obtenues durant le programme Ecotap sont un bon indice

Limite	T°C	O ₂ (ml.l ⁻¹)
TOB	8	0,6
TJO	10,5	1,0
GER	10 / 26,5	1,5

Tableau 1

Température et concentration en oxygène dissous au-delà desquelles moins de 2,5 % des individus par espèce ont été capturés. Dans le cas du germon, la température limite supérieure est également indiquée.



I Figure 4

Représentation latitudinale de profondeurs limites théoriques d'habitat définies à partir des variables hydrologiques pour le germon (GER), le thon obèse (TOB) et le thon à nageoires jaunes (TJO).

Les limites des 3 zones hydrologiques sont également représentées ainsi que les profondeurs moyennes (avec erreur standard) des captures par espèce et par zone.

d'abondance de la ressource (Bertrand et Josse, sous presse). Ainsi, l'abondance maximale est observée en zone 2 puis diminue de la zone 1 à la zone 3 où le volume d'habitat hydrologique potentiel est minimal (tableau 2). Cette tendance générale diffère si l'on considère les rendements spécifiques. Le germon est pêché avec des rendements très proches dans les zones 1 et 2 alors qu'il est quasi absent dans la zone 3. Le thon obèse est significativement plus pêché dans la zone 2 (test de Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) et les rendements dans les zones 1 et 3 sont non significativement différents ($p > 0.05$). Le thon à nageoires jaunes par contre, est pêché avec des rendements équivalents dans les zones 2 et 3 et beaucoup plus faiblement dans la zone 1.

En pondérant les rendements par le volume d'habitat potentiel, on transforme un indice d'abondance (PUE) en un indice de densité (en nombre de poissons capturés pour 100 hameçons et par

Zone	T. obèse	Germon	T. jaune	Tous thons	Densité acoustique
Total	0,39	0,73	0,28	1,40	1,33
Zone 1	0,26 / 0,30	0,90 / 1,00	0,09 / 0,09	1,25 / 1,38	1,33
Zone 2	0,60 / 0,58	1,05 / 0,88	0,40 / 0,48	2,05 / 1,94	1,87
Zone 3	0,36 / 0,38	0,02 / 0,03	0,45 / 0,43	0,84 / 0,84	0,69

I Tableau 2

Répartition des PUE de thons
(nombre pour 100 hameçons)
capturés à la palangre instrumentée
en fonction de la zone hydrologique (premier chiffre)
ou trophique (second chiffre)
et des densités (nb.km⁻²) de cibles
pouvant être assimilées
à des thonidés mesurées par acoustique
(Bertrand et Josse, sous presse).

Zone	T. obèse	Germon	T. jaune
Zone1	0,05	0,25	0,02
Zone2	0,13	0,47	0,12
Zone3	0,13	0,02	0,18

I Tableau 3

Répartition des PUE de thons capturés
à la palangre instrumentée
par zone hydrologique
en fonction du volume d'habitat
(en nombre pour 100 hameçons
pour 100 m. d'habitat).

100 mètres d'habitat disponible), la répartition est alors différente (tableau 3). Les densités les plus faibles sont observées en zone 1 pour les trois espèces. Le thon obèse est capturé avec des rendements identiques dans les zones 2 et 3. Le thon à nageoires jaunes est lui plus capturé en zone 3 alors que le germon présente des rendements maximaux vis-à-vis du volume d'habitat en zone 2.

I Discussion

Caractéristiques physico-chimiques et trophiques de l'habitat pélagique

Les typologies basées sur les structures physico-chimiques et biologiques ont toutes deux conduit à la discrimination de trois zones (fig. 3). L'abondance micronectonique est maximale entre les latitudes 8-9 °S et 13-14 °S (zone 2). Au nord et au sud de cette zone les biomasses sont plus faibles mais similaires entre elles alors que les conditions physico-chimiques sont très différentes : sud de la zone d'enrichissement équatorial pour la région Nord (zone 3) et eaux oligotrophes du Pacifique Sud, au sud (zone 1).

La zone 2 est localisée dans une zone de faible convergence qui concentre les produits de dégradation des niveaux trophiques inférieurs sans présenter de concentrations limitantes inférieures en oxygène (Bertrand *et al.*, 1999 c) (fig. 3). Au nord (zone 3), les eaux sont enrichies par l'upwelling équatorial mais une intense reminéralisation de la matière organique limite la disponibilité en oxygène des couches profondes. Le taux de 1.5 ml.l⁻¹ d'oxygène dissous semble être limitant pour une grande partie du micronecton dans la zone d'étude. Au sud, les eaux sont sous l'influence du grand gyre du Pacifique Sud et présentent donc un caractère oligotrophe peu favorable au développement du micronecton en dépit de concentrations élevées en oxygène sur toute la colonne d'eau.

Dans l'écosystème du Pacifique équatorial central, la production primaire est maximale entre 2 °N et 2 °S (Murray *et al.*, 1995; Barber *et al.*, 1996; Chavez *et al.*, 1996; Vinogradov *et al.*, 1997). Il faut néanmoins noter que Signorini *et al.* (1999) ont récemment montré la présence d'un pic de production primaire au niveau des Marquises. Le maximum de production zooplanctonique est lui décalé de quelques degrés au sud et au nord de l'Équateur. Vinogradov (1981) et White *et al.* (1995) ont ainsi observé un maximum de biomasse zooplanctonique entre 2 et 5 °S à 140 °W. Quant au micronecton, Vinogradov (1981) et Lehodey *et al.* (1998) prédisent un maximum d'abondance associé à celui du zooplancton et donc localisé plus au nord que ce qui a été observé au cours des

campagnes Ecotap. Les travaux de Bertrand *et al.* (1999 c) qui abordent directement la distribution *in situ* du micronecton dans le Pacifique central montrent que l'abondance en micronecton n'est pas nécessairement directement liée avec la production secondaire. Il apparaît donc que la distribution du micronecton doit également être considérée en fonction d'autres paramètres tels que la concentration en oxygène dissous.

Distribution des thons

Les données utilisées pour étudier la distribution des thons ont deux origines : les captures à la palangre instrumentée (Misselis *et al.*, 1999) et les résultats d'écho-comptage (Bertrand et Josse, sous presse). Bertrand (1999) et Bertrand et Josse (sous presse) ont montré que les PUE calculées au cours du programme Ecotap sont supposées refléter l'abondance de la ressource de façon plus fiable que celles issues des palangriers professionnels. En effet, l'ensemble de l'habitat vertical des thons a été échantillonné par les palangres instrumentées ce qui n'est pas toujours vrai dans le cas des palangres professionnelles. Ainsi, les distributions horizontale et verticale des thons issues de l'analyse de ces PUE traduisent leurs liens avec les contraintes hydrologiques et trophiques.

Distribution du germon

Le germon est l'espèce la moins tolérante vis-à-vis des faibles concentrations en oxygène et des températures élevées (tableau 1). En zone 3, des eaux chaudes sont présentes en surface alors qu'une oxycline marquée est localisée vers 250 m (fig. 3); le volume d'habitat (fig. 4) et les rendements (tableau 2) en germon y sont donc très faibles. Les PUE sont comparables en zones 1 et 2. La zone 1 présente un habitat vertical très étendu et des proies dispersées. En zone 2, la hauteur de l'habitat est moindre mais les proies plus nombreuses, le germon y est donc plus concentré (tableau 3). Les facteurs hydrologiques semblent donc être déterminants dans la distribution du germon, la qualité trophique du milieu permet de compenser en partie un habitat plus réduit ce qui expliquerait les densités élevées observées dans ce secteur géographique.

Distribution du thon obèse

Le thon obèse est l'espèce la plus tolérante vis-à-vis des contraintes hydrologiques (Grandperrin, 1975 ; Sund, 1981 pour une synthèse). Sa distribution semble directement liée à la disponibilité en nourriture. En zone 1 où les abondances micronectoniques sont faibles, le thon obèse se distribue très en profondeur (fig. 4) pour se nourrir sur les couches diffusantes migrantes (Josse *et al.*, 1998 ; Dagorn *et al.*, sous presse). En zone 3, les rendements sont légèrement supérieurs en dépit d'un volume d'habitat plus faible (tableau 2). Les PUE sont significativement plus élevées en zone 2 où la disponibilité en nourriture est la plus forte. Si l'on considère les PUE rapportées au volume d'habitat (tableau 4), elles sont identiques en zone 2 et 3. Ce résultat pourrait signifier que si la nourriture est suffisamment abondante ou concentrée, la densité en thon obèse (abondance ramenée au volume d'habitat) est constante. Cette tendance n'est pas observée en zone 1 car « la hauteur d'habitat » est équivalente à la profondeur maximale d'échantillonnage prise en compte pour le calcul des PUE. Or la distribution verticale des prises et les résultats de marquages soniques dans ce secteur géographique montrent que les thons obèses sont principalement distribués au-delà de 300 m pendant la journée (Misselis *et al.*, 1999, Bach *et al.*, 1998 ; Josse *et al.*, 1998, Dagorn *et al.*, sous presse).

Distribution du thon à nageoires jaunes

Le thon à nageoires jaunes semble être l'espèce la moins dépendante de l'évolution de l'environnement hydrologique. Cette espèce est moins tolérante que le thon obèse vis-à-vis de faibles valeurs de la température et de l'oxygène dissous et sa distribution verticale apparaît relativement superficielle quelle que soit la zone (fig. 4). Son affinité pour les eaux superficielles chaudes le conduit à être peu sensible à l'apparition d'une oxycline profonde. Les marquages soniques réalisés dans le Pacifique (Holland, 1990 ; Brill 1994 ; Block *et al.*, 1997 ; Bach *et al.*, 1998 ; Josse *et al.*, 1998) montrent que le thon à nageoires jaunes évolue principalement entre la surface et le sommet de la thermocline même s'il est capable de faire de brèves incursions dans des eaux froides et désoxygénées. De ce fait, c'est la disponibilité en nourriture qui semble être le facteur

déterminant de son abondance. Dans la zone 1 où il a été peu pêché, le micronecton est peu abondant et dispersé dans un grand volume d'habitat. Le thon à nageoires jaunes est capturé avec des rendements équivalents en zone 2 et 3 (tableau 2). La zone 2 présente les abondances maximales en micronecton. En zone 3, du fait de l'oxycline, les migrations nyctémérales du micronecton sont limitées verticalement (Bertrand *et al.*, 1999 c). De ce fait, les proies sont proportionnellement plus accessibles aux thons à nageoires jaunes au Nord de l'archipel des Marquises. Par conséquent, les densités en thons à nageoires jaunes en référence au volume d'habitat sont plus élevées en zone 3 (tableau 3).

Distribution de l'ensemble des thons

Les distributions verticale et horizontale des thons dans la zone d'étude sont dépendantes des caractéristiques hydrologiques et trophiques. Les PUE (non ramenées au volume d'habitat) et les densités mesurées par acoustique sont plus fortes en zone 2 où les conditions physico-chimiques sont peu limitantes et la qualité trophique élevée. La zone 3, au nord des Marquises est celle où les thons apparaissent les moins abondants probablement en raison de la très faible occurrence du germon. Or, cette zone concentre la majeure partie de l'effort de pêche des flottilles étrangères (Chabanne *et al.*, 1993; Fonteneau, 1997) qui ciblent principalement le thon obèse. Pour cette espèce cible, cette zone d'exploitation présente deux avantages : (1) la présence d'eaux désoxygénées en profondeur limite l'extension verticale de l'habitat qui est de ce fait totalement exploité par les palangriers dont la profondeur maximale des palangres dépasse rarement 300 m (Hanamoto, 1987; Hampton *et al.*, 1998); (2) la faible abondance du germon limite les prises d'une espèce non ciblée. La zone 1 localisée au Sud de 13-14 °S présente les eaux les plus oligotrophes. Pourtant les abondances en thons sont assez importantes. Le germon est l'espèce la plus pêchée suivie par le thon obèse. L'analyse des captures professionnelles (Chabanne *et al.*, 1993; Fonteneau, 1997) montre des rendements en thon obèse très faibles en zone 1 contrairement aux rendements présentés dans ce travail. À l'instar d'Hanamoto (1987), ce résultat montre que la distribution de la ressource palangrière à travers l'étude des captures professionnelles ne peut être le reflet de

sa distribution naturelle, que dans des régions où la profondeur atteinte par la palangre est au moins équivalente au « plancher » de l'habitat. Une biomasse potentielle en thon obèse serait localisée au Sud de la zone classique d'exploitation mais accessible uniquement à des palangres dont la profondeur est supérieure à celle classiquement atteinte par les palangres dites profondes. Ainsi que l'avait énoncé Grandperrin (1975), les pêcheries ne font « qu'écrêmer » le dessus de la population en zone 1. La zone 2 est la zone qui présente à la fois des conditions hydrologiques favorables et une abondance en proies maximale. C'est dans cette zone que les rendements et la biomasse micronectonique sont les plus élevés (tableau 2).

Ces résultats vérifient, à l'échelle de la zone d'étude, l'hypothèse proposée initialement par Sund *et al.* (1981) selon laquelle au sein de leur zone de confort écophysologique les thons sont plus abondants dans les secteurs de concentration de nourriture.

Conclusions

La présente étude montre que les thons adultes ont une stratégie d'occupation de l'espace différente selon les espèces. La distribution du germon est limitée par les conditions hydrologiques mais si le volume d'habitat est suffisant, la capacité trophique du milieu devient un facteur déterminant de son abondance. Le thon obèse est le plus tolérant vis-à-vis des conditions hydrologiques. Pour cette espèce, si la capacité trophique du milieu est suffisante, la densité par volume d'habitat apparaît constante donc les rendements sont liés au volume d'habitat. Enfin, la distribution du thon à nageoires jaunes semble être directement liée à la quantité et la disponibilité de nourriture.

La « hauteur d'habitat écophysologique » et la capacité trophique du milieu apparaissent comme des descripteurs satisfaisants de l'abondance relative des espèces étudiées. L'information sur la capacité trophique est rarement disponible et l'acoustique se révèle comme un outil de choix pour y accéder. Les résultats présentés proposent de nouvelles représentations et interprétations des distri-

butions verticales et horizontales du thon obèse, du thon à nageoire jaune et du germon dans le Nord-Est de la ZEE polynésienne. Ils nous amènent donc à considérer avec prudence les distributions spécifiques déjà établies à partir des statistiques des pêches palan-grières au voisinage de notre zone d'étude et dans les autres océans.

Remerciements

Ce programme de recherche a été financé par le gouvernement de Polynésie française. Les auteurs remercient les officiers et l'équipage du NO « Alis » pour leur assistance à bord. Tous nos collègues du SRM, de l'Ifremer et de l'IRD qui ont travaillé dans le cadre du programme Ecotap sont également sincèrement remerciés.

Bibliographie

BACH P., DAGORN L., JOSSE E.,
BARD F.-X., ABBES R.,
BERTRAND A., MISSELIS C., 1998 —
Experimental research and fish
aggregating devices (FADs)
in French Polynesia. SPC FAD
Information Bulletin, 3 : 3-19.

BARD F.-X., BACH P.,
JOSSE E., 1998 —
« Habitat, écophysiologie des thons :
Quoi de neuf depuis 15 ans ? »
ICCAT Symposium de Sao Miguel,
Juin 1996, Beckett, J.S. eds,
L (1) : 319-341.

BARBER R.T., SANDERSON M.P.,
LINDLEY S.T., CHAI FEI, NEWTON J.,
TREES C.C., FOLEY D., 1996 —
Primary productivity
and its regulation in the equatorial
Pacific during and following
the 1991-1992 El Niño.
Deep Sea Res. II, 43 : 933-969.

BERTRAND A., 1999 —
*Le système (thon - environnement)
en Polynésie française :
caractérisation de l'habitat
pélagique, étude de la distribution
et de la capturabilité des thons,
par méthodes acoustiques
et halieutiques.*
Thèse de Doctorat
de l'Ensar, 315 p.

BERTRAND A., JOSSE E.,
MASSÉ J., 1999 a —
« Preliminary results of acoustic
target strength measurements
of bigeye (*Thunnus obesus*)
and yellowfin tuna
(*Thunnus albacares*) ».
in : Proceedings of the 5th Indo-
Pacifique Fish Conference,
Nouméa, 1997.
Séret B. and Sire J.-Y. eds. Paris,
Soc. Fr. Ichtyol. : 443-450.

- BERTRAND A., JOSSE E.,
MASSÉ J., 1999 b —
In situ acoustic target-strength
measurement of bigeye
(*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna
(*Thunnus albacares*) by coupling
split-beam echosounder observations
and sonic tracking. *ICES Journal
of Marine Science*, 56 : 51-60.
- BERTRAND A., LE BORGNE R.,
JOSSE E., 1999 c —
Acoustic characterisation of
micronekton distribution in French
Polynesia. *Marine Ecology Progress
Series*, 191 : 127-140.
- BERTRAND A., JOSSE E., sous presse —
Acoustic estimation of longline
tuna abundance.
ICES Journal of Marine Science.
- BLOCK B.A., KEEN J.E., CASTILLO B.,
DEWAR H., FREUND E.V.,
MARCINEK D.J., BRILL R.W.,
FARWELL C., 1997 —
Environmental preferences
of yellowfin tuna
(*Thunnus albacares*) at the northern
extent of its range. *Marine Biology*,
130 : 119-132.
- BRILL R.W., 1994 —
A review of temperature
and oxygen tolerance studies
of tunas pertinent to fisheries
oceanography, movement models
and stock assessments.
Fish. Oceanogr., 3 : 204-216.
- BOGGS, 1992 —
Depth, capture time,
and hooked longevity of longline-
caught pelagic fish :
timing bites of fish with chips.
Fishery Bulletin, 90 (4) : 642-658.
- CAYRÉ P., MARSAC F., 1993 —
Modelling the yellowfin tuna
(*Thunnus albacares*)
vertical distribution using sonic
tagging results and local
environmental parameters.
Aquatic Living Resources., 6 : 1-14.
- CHABANNE J., ABBES R.,
JOSSE E., 1993 —
*La pêche palangrière asiatique
dans la Z.E.E. de Polynésie
française : analyse des données
disponibles pour la période 1984-
1992.* Centre Orstom de Tahiti,
Archives d'Océanographie,
93-04, 28 p.
- CHAVEZ F.P., BUCK K.R.,
SERVICE S.K., NEWTON J.,
BARBER R.T., 1996 —
Phytoplankton variability
in the central and eastern
tropical Pacific.
Deep Sea Res. II, 43 : 835-870.
- DAGORN L., 1994 —
*Le comportement des thons
tropicaux modélisé selon
les principes de la vie artificielle.*
Thèse de doctorat de l'École
nationale supérieure agronomique
de Rennes, 250 p.
- DAGORN L., BACH P., JOSSE E.
Sous presse —
Behaviour pattern of large
bigeye tuna (*Thunnus obesus*)
in the open ocean determined
using ultrasonic telemetry.
Marine Biology.
- FIEDLER C.P., BARLOW J.,
GERRODETTE T., 1998 —
Dolphin prey abundance
determined from acoustic
backscatter data in
eastern Pacific surveys.
Fish. Bull., 96 : 237-247.
- FONTENEAU A., 1997 —
*Atlas des pêcheries thonnières
tropicales. Captures mondiales et
environnement.* Paris, Orstom
éditions, 192 p.
- GRANDPERRIN R., 1975 —
*Structures trophiques aboutissant
aux thons de longue ligne
dans le Pacifique sud-ouest tropical.*
Thèse de doctorat de l'université
d'Aix-Marseille II, 296 p.

- HAMPTON J., BIGELOW K., LABELLE M., 1998 — Effect of longline fishing depth, water temperature and dissolved oxygen on bigeye tuna (*Thunnus obesus*) abundance indices. WP17, 11th Standing Committee on Tuna and Billfish SPC, Hawaii, June 1998, 18 p.
- HANAMOTO E., 1987 — Effect of oceanographic environment on Bigeye tuna distribution. *Bulletin of the Japanese Society of Fishery Oceanography*, 51 : 203-216.
- HOLLAND K.N., BRILL R.W., CHANG R.K.C., 1990 — Horizontal and vertical movements of yellowfin and bigeye tuna associated with Fish Aggregating devices. *Fishery Bulletin*, 88 : 493-507.
- JOSSE E., BACH P., DAGORN L., 1998 — Simultaneous observations of tuna movements and their prey by sonic tracking and acoustic surveys. *Hydrobiologia*, 371/372 : 61-69.
- JOSSE E., BERTRAND A., sous presse — *In situ* acoustic target strength measurements of tuna associated with a Fish Aggregating Device. *ICES Journal of Marine Science*.
- KITCHELL J.F., NEILL W.H., DIZON A.E., MAGNUSON J.J., 1978 — « Bioenergetic spectra of skipjack and yellowfin tunas. The physical ecology of tunas ». In : Sharp G.D., Dizon A.E. (ed). *The physiological ecology of tunas*. New York, Academic Press : 357-368.
- LAURS R.M., FIEDLER P.C., MONTGOMERY D.R., 1984 — Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellites. *Deep Sea Res.*, 31 : 1085-1099.
- LEHODEY P., ANDRE J-M., BERTIGNAC M., HAMPTON J., STOENS A., MENKES C., MEMERY L., GRIMA N., 1998 — Predicting skipjack tuna forage distributions in the equatorial Pacific using a coupled dynamical bio-geochemical model. *Fisheries Oceanogr.*, 7 : 317-325.
- MARCHAL E., GERLOTTO F., STEQUERT B., 1993 — On the relationship between scattering layer, thermal structure and tuna abundance in the Eastern Atlantic Equatorial current system. *Oceanologica Acta*, 16 : 261-272.
- MARCHAL E., LEBOURGES A., 1996 — Acoustic evidence for unusual diel behaviour of a mesopelagic fish (*Vinciguerria nimbaria*) exploited by tuna. *ICES J. Mar. Sci.*, 53 : 443-447.
- MARSAC F., 1992 — *Étude des relations entre l'hydroclimat et la pêche thonière hauturière tropicale dans l'Océan Indien Occidental*. Thèse de Doctorat de l'université de Bretagne occidentale, 353 p.
- MISSÉLIS C., BACH P., BERTRAND A., 1999 — « Les relations entre les espèces de la pêche palangrière et leur environnement ». In : Abbes R. et F.X. Bard (eds). *Rap. final de Convention, Territoire de Polynésie française, EVAAM, Ifremer, Orstom, n° 950170*.
- MURRAY J. W., JOHNSON E., GARSIDE, C.A.U.S. 1995 — JGOFS process study in the Equatorial Pacific (EqPac) : Introduction. *Deep-Sea Res. II*, 42 (2-3) : 275-293.
- OLSON R.J., BOGGS C.H., 1986 — Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) : independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and cesium concentrations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43 : 1759-1775.

- PETITGAS P., LEVENEZ J.-J., 1996 —
Spatial organisation of pelagic fish :
echogram structure,
spatio-temporal condition,
and biomass
in Senegalese waters.
ICES J. Mar. Sci., 53 : 147-153.
- ROGER C., 1994 —
The plankton of the tropical Western
Indian ocean as a biomass indirectly
supporting surface tunas (yellowfin,
Thunnus albacares and skipjack,
Katsuwonus pelamis). *Env. Biol.
Fish.*, 39 : 161-172.
- ROGER C., MARCHAL E., 1994 —
Mise en évidence de conditions
favorisant l'abondance
des Albacores (*Thunnus albacares*)
et des Listaos (*Katsuwonus pelamis*)
dans l'Atlantique Équatorial Est.
IATTC Rec. Doc. Sci., 32 : 237-248.
- SHARP G.D., 1978 —
« Behavioral and physiological
properties of tunas
and their effects on vulnerability to
fishing gear ».
In : The Physiological Ecology
of Tunas, Sharp G.D. and Dizon A.E.
eds. : 397-449.
- SIGNORINI S.R., McCLAIN C.R.,
DANDONNEAU Y., 1999 —
Mixing and phytoplankton bloom in
the wake of the Marquesas Islands.
Geophysical Res. Letters, 26(20) :
3121-3124.
- SIMRAD, 1993 —
Simrad EK500 Scientific echo
sounder operator manual. Simrad
Subsea A/S Horten, Norway, 204 p.
- SIMRAD, 1994 —
Simrad EP500 echo processing
system. Simrad Subsea A/S Horten,
Norway, 76 p.
- SUND P.N., BLACKBURN M.,
WILLIAMS F., 1981 —
Tunas and their environment
in the Pacific Ocean : a review.
Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,
19 : 443-512.
- VINOGRADOV M.E., 1981 —
« Ecosystems of equatorial
upwellings ». *In* : *Analysis of marine
ecosystems*, Longhurst A.R. (ed.),
Academic Press, London : 69-93.
- VINOGRADOV M.E., SHUSHKINA E.A.,
VEDERNIKOV V.I., NELZI, N.P.,
GAGARIN V.I., 1997 —
Primary production and plankton
stocks in the Pacific Ocean and their
seasonal variation according
to remote sensing and field
observations. *Deep-Sea Research II*,
44 : 1979-2001.
- WHITE J.R., ZHANG X., WELLING L.A.,
ROMAN M.R., DAM H.G., 1995 —
Latitudinal gradients in zooplankton
biomass in the tropical Pacific at
140°W during the JGOFS EqPac
study : Effects of El Niño. *Deep-Sea
Research II*, 42 : 715-733.

Estimation d'abondance et changement de répartition spatiale

Le cas du bobo

(*Pseudotolithus elongatus*) en Guinée

Aboubacar Sidibé
Biologiste des pêches

Didier Gascuel
Écologue

François Domain
Biologiste des pêches

Pierre Chavance
Biologiste des pêches

Introduction

Le stock de bossu ou bobo (*Pseudotolithus elongatus*) fait partie des ressources démersales côtières guinéennes, dont la distribution spatiale correspond schématiquement à la zone des profondeurs inférieures à 20 m. Il s'agit de ressources très convoitées par les pêches industrielle et artisanale exerçant en Guinée. Après leur mise en évidence par des campagnes de prospection scientifique en 1985 (Domain, 1989), elles ont été, en peu d'années, à la base du développement d'une exploitation côtière atteignant actuellement des niveaux très élevés.

Dans un contexte de déficit en statistiques de pêches fiables, des campagnes scientifiques d'évaluation directe par chalutage ont

été menées depuis 1985 pour suivre l'évolution de l'abondance de ces ressources et servir à leur gestion raisonnée. L'étude de ces campagnes par analyse de l'évolution saisonnière et inter-annuelle d'un indice d'abondance (Domain, 2000) et au moyen d'analyses GLM (Gascuel *et al.*, 1997), a montré que la quasi intégralité des espèces démersales côtières à intérêt commercial (dont le *P. elongatus*), était en forte diminution avec des abondances apparentes inférieures à la moitié de celles de la période initiale de 1985.

Les données halieutiques maintenant disponibles, concernant les captures commerciales, les rejets, les compositions en taille, et les efforts de pêche (CNSHB, 1996, 1997, 1998), permettent d'envisager des évaluations de stocks par les méthodes usuelles d'analyse des cohortes et de calcul de rendement par recrue. Sidibé (1998) a ainsi mené une première analyse concernant le stock de bobo, en se basant sur les seules données de 1996. Ses évaluations conduisent cependant à des estimations d'abondance qui ne s'avèrent pas totalement cohérentes avec celles issues des campagnes scientifiques.

Dans un cas comme dans l'autre, ces estimations ont été conduites en considérant le stock comme un bloc homogène, c'est-à-dire sans analyser et prendre en compte les éventuels changements de répartition spatiale qui auraient pu accompagner le développement de la pêcherie et la diminution d'abondance du stock. L'étude proposée ici reprend donc les analyses, en intégrant la dimension spatiale et en cherchant une cohérence entre les estimations issues de deux jeux de données indépendants (campagnes scientifiques et données commerciales). Un diagnostic établi à partir de l'analyse des cohortes appliquée aux données commerciales 1995-97 est présenté; de nouveaux indices d'abondance sont estimés à partir des données de campagne sur la période 1985-98, en prenant en compte des facteurs de répartition spatiale; la cohérence des résultats, issus de ces deux approches, est explorée au travers d'un modèle simple de répartition spatiale et d'évolution des biomasses entre 1985 et les années récentes. On cherche ainsi à mettre en évidence les principaux changements d'abondance et de répartition spatiale du Bobo en Guinée.

I Données et méthodes

Évaluation du stock d'après les captures commerciales

Le système de suivi statistique des pêcheries guinéennes ne s'est progressivement mis en place que dans les années récentes ; les données ne sont ainsi disponibles pour l'ensemble des pêcheries, artisanales et industrielles, qu'à partir de 1995. Les captures commerciales de bobo dans la ZEE guinéenne sont ici estimées par pêcherie, pour chacune des années 1995, 96 et 97. Pour la pêche artisanale, l'estimation s'appuie sur un recensement annuel exhaustif des pirogues actives sur l'ensemble du littoral et sur des observations (activité et débarquements) réalisées selon un échantillonnage stratifié par région et engin de pêche, dans 21 ports jugés représentatifs (Chavance et Domalain, 2000) ; les rejets de cette pêche artisanale sont considérés comme négligeables (Ibid.). Pour la pêche industrielle, la prise est estimée à partir d'un suivi exhaustif des débarquements, effectué au port de Conakry, et à partir des données collectées par des observateurs de bord, sur un échantillon de navires (CNSHB, 1996, 1997, 1998) ; ces données permettent également d'estimer les rejets.

L'estimation de la structure démographique des captures est fondée sur les données de mensuration collectées lors d'opérations d'échantillonnage, selon un plan stratifié par mois et engin. Les effectifs capturés annuellement sont ainsi estimés par classe de taille, pour la pêche artisanale et pour la pêche industrielle (débarquements et rejets, dans ce cas). Compte tenu du petit nombre d'années disponibles, une première analyse est conduite sur une pseudo-cohorte. Les effectifs sont donc regroupés pour obtenir une distribution des captures totales par classe de taille, en valeur moyenne sur les trois années (1995, 1996 et 1997). C'est sur cette dernière distribution que les calculs sont effectués, conduisant à estimer l'effectif du stock, les coefficients de mortalité par pêche et le rendement par recrue.

Par ailleurs, les effectifs capturés annuellement sont également estimés par groupe d'âge. La conversion taille/âge est effectuée par

décomposition polymodale, grâce au logiciel Normsep, sous l'hypothèse d'une loi de croissance déterminée (Sidibé, 1998). Étant donné qu'aucune différence de croissance n'est observée entre les femelles et les mâles, les estimations sont effectuées sans distinction de sexe. Les paramètres de croissance de *P. elongatus* utilisés sont les suivants (Le Guen, 1971) :

$$L_{\infty} = 51,76 \text{ cm} ; K = 0,2569 \text{ an}^{-1} ; t_0 = - 0,44 \text{ an.}$$

La mortalité naturelle est considérée constante avec l'âge et avec les années. On retient ici une valeur $M = 0,309$, estimée par Le Guen sur le stock de bobo du Congo, considéré alors comme vierge. Cette valeur est proche de celle calculée par les méthodes de Pauly et de Taylor (Sidibé, 1998).

L'estimation des effectifs du stock à chaque taille ou à chaque âge, ainsi que celle des coefficients instantanés de mortalité par pêche correspondants est conduite par les méthodes d'analyse des pseudo-cohortes en taille (Jones, 1983 ; logiciel Verdejon, De Verdelhan, 1987) et d'analyse rectifiée des pseudo-cohortes en âges (Laurec et Santarelli, 1986 ; logiciel Simuco, Mesnil, 1988). Cette dernière méthode permet de s'affranchir des hypothèses de recrutement et d'effort de pêche stables, qui sont mises en œuvre dans l'analyse sur fréquence de taille. On retient ici l'hypothèse d'un effort de pêche croissant d'année en année (Sidibé, 1998).

Des effectifs du stock issus de l'analyse des cohortes, on déduit une estimation des biomasses correspondantes. Sous hypothèse d'équilibre, la somme des biomasses par classe de taille ou groupe d'âge peut être considérée comme une estimation de la biomasse totale du stock, présent dans la ZEE guinéenne une année donnée. Ce calcul fait appel à la loi de croissance précédemment citée et la relation taille/poids ($W = aL^b$). Les paramètres a et b de cette dernière relation sont issus des travaux du CNSHB (CNSHB, 1994) :

$$a = 0,0041 \text{ g/cm} ; b = 3,207.$$

Enfin, les résultats de l'analyse des cohortes sont utilisés pour établir des diagnostics par l'approche structurale (Ricker, 1958). Les calculs de biomasse, de biomasse féconde et de rendements par recrue sont ainsi menés à partir :

- du vecteur F par classe de taille ou par groupe d'âge ;
- du vecteur des poids à chaque taille ou à chaque âge, issu de la loi

- de croissance et de la relation taille/poids ;
- de la valeur de mortalité naturelle M , précédemment citée ;
 - de l'ogive de maturité du bobo établie en Guinée par Domain *et al.* (2000 a).

Il faut préciser que l'analyse fondée sur les distributions de fréquences de tailles a été privilégiée dans cette étude car les données disponibles se prêtaient le mieux à une telle analyse. L'hypothèse d'un recrutement et d'une mortalité par pêche constants est dès lors admise, au moins pour les dernières années. L'analyse rectifiée des pseudo-cohortes en âge permet d'étudier l'impact de cette hypothèse sur les résultats.

Estimation d'indices d'abondance d'après les données des campagnes scientifiques

Les données de prospections scientifiques utilisées sont issues des 25 campagnes de chalutage démersal, réalisées en Guinée de mars 1985 à septembre 1998. Deux campagnes sont en principe menées par an : l'une en saison sèche, l'autre en saison humide. De 1985 à 92, ces campagnes sont réalisées par le N/O A. Nizery et couvrent la partie côtière du plateau continental (principalement, entre 5 et 30 m de profondeur, avec quelques stations plus profondes); environ 80 traits de chalut sont effectués au cours de chacune des 18 campagnes concernées. De la mi-1992 à 1998, les campagnes sont réalisées dans le cadre du programme « pêches industrielles » (par le même navire jusqu'en 1996, puis par le N/O Antea); la zone échantillonnée couvre alors l'ensemble du plateau continental avec un nombre de trait de chalut par campagne variant entre 100 et 160. Dans les deux séries, un protocole standard de chalutage est appliqué (chalut de 26 mètres de corde de dos, traîné à environ 3 nœuds, pendant une demi-heure) et la puissance de pêche est considérée équivalente (Domain *et al.*, 2000 b).

Seuls les prélèvements effectués à des bathymétries comprises entre 5 et 30 mètres sont ici pris en compte. Le bobo étant connu comme une espèce très côtière, la valeur de 30 mètres permet de couvrir largement la limite de répartition du stock vers le large. En revanche, le tirant d'eau des navires océanographiques ne permet pas d'effec-

tuer des prélèvements dans les zones les plus côtières (strate 0 à 5 m), où le bobo est pourtant présent en abondance et où la pêche artisanale réalise des captures importantes. Les indices d'abondance estimés à partir de ces données ne peuvent donc concerner qu'une partie du stock exploité. Par ailleurs, dans un souci d'homogénéité du jeu de données, seuls les prélèvements réalisés dans quatre carrés statistiques sont pris en compte (tableau 1). Ceci conduit à éliminer quelques prélèvements réalisés au cours des seules campagnes 92/97 au large de la zone nord, et en 85/86 dans les secteurs les plus au sud.

Différents impondérables (carénage ou pannes de navire, problèmes de financements...) perturbent fortement le calendrier théorique des campagnes, tant au niveau du nombre de traits réalisés et de leur répartition spatiale (carrés statistiques et bathymétrie), qu'au niveau des dates de prélèvement (saison sèche ou humide). Les indices d'abondance sont dès lors estimés en recourant aux méthodes d'analyse de variance et de modélisation linéaire. Les captures moyennes sont ainsi estimées en fonction de différents facteurs : année, strate bathymétrique, strate spatiale (carré statistique) et saison hydrologique. À l'issue de différents essais, six classes de bathymétrie sont retenues : 5/6 m, 7/8 m, 9/11 m, 12/15 m, 16/20 m et 21/30 m.

Compte tenu du grand nombre de traits de chalut dans lesquels les captures de bobo sont nulles, et donc de la forte dissymétrie existant dans la distribution des observations, on n'accordera ici qu'une attention limitée aux valeurs des tests statistiques de l'analyse de variance. Celle-ci permet en revanche de mettre en évidence les variations les plus marquantes entre années et entre strates spatio-saisonnnières. Le modèle linéaire conduit ensuite à calculer des

	Longitude	Latitude	Nombre de traits
Strate Nord	15 à 16 ° W	10 à 11 ° N	293
Strate Centre-Nord	14 à 15 ° W	10 à 11 ° N	499
Strate Centre-Sud	14 à 15 ° W	9 à 10 ° N	480
Strate Sud	13 à 14 ° W	9 à 10 ° N	697

Tableau 1

Définition des strates spatiales (carrés statistiques), et nombre de traits de chalut effectué au cours des 25 campagnes (strates bathymétriques 5 à 30 m).

abondances moyennes par strate et par année et permet d'observer les changements de répartition spatiale intervenus sur la période.

La distribution des valeurs observées et de la nature multiplicative des phénomènes biologiques sous-jacents, conduit, assez classiquement, à ajuster le modèle sur une transformée logarithmique de la variable étudiée. Les différents effets sont analysés, ainsi que les effets croisés entre facteurs. On recherche donc un modèle du type :

$$\text{Log}(U_{\text{an,strate},i} + 1) = LE_{\text{an}} + LE_{\text{strate}} + LE_{\text{an,strate}} + \epsilon_i$$

Avec U : capture par trait (observation i), exprimée en Kg par heure de chalutage standard,

LE_{an} : effet statistique année mesurant la capture annuelle moyenne sur l'ensemble des strates,

LE_{strate} : effet statistique strate (bathymétrie et/ou zone et/ou saison) en valeur moyenne sur l'ensemble des années,

$LE_{\text{an,strate}}$: effet croisé (ou inter-action) mesurant les changements interannuels de répartition spatio-saisonnier.

Les analyses sont conduites au moyen de la procédure GLM de SAS. Les abondances moyennes par année, strates ou strate.année sont calculées à partir des fonctions LSMEAN de la procédure, par transformation logarithmique inverse. Soit :

$$\hat{U}_{\text{an,strate}} = \exp(\text{LSMEAN}_{\text{an,strate}} + \sigma_{\text{an,strate}}^2 / 2) - 1$$

Modèle de répartition spatiale des biomasses

Les modèles d'évaluation de stock et les indices estimés d'après les campagnes scientifiques permettent de disposer :

- d'une estimation de l'abondance totale du stock exploité, dans la période récente (année moyenne 95/97) ;
- d'une estimation des densités (en kg/heure chalutée) par année ou groupe d'années, dans chaque strate bathymétrique de 5 à 30 mètres.

La cohérence de ces résultats, au moins en terme d'ordre de grandeur, est explorée à l'aide d'un modèle très simple de répartition spatiale, qui conduit à estimer la biomasse du stock présent en début et en fin de période, dans chacune des strates bathymétriques et pour l'ensemble du plateau continental guinéen. Ce modèle est construit par étapes.

- La biomasse totale du stock en début de période est déduite de l'estimation de la biomasse récente (analyse des cohortes) et du modèle de biomasse par recrue, sous l'hypothèse que le stock était alors proche d'un état vierge (Domain, 89 et 99) et que le recrutement est resté approximativement constant.

$$\text{Soit : } B_{85} = B_{95/97} \cdot ((B/R)_v / (B/R)_{95-97}) ;$$

- La biomasse dans chacune des strates bathymétriques de 5 à 30 mètres est calculée en début et en fin de période.

$$\text{Soit : } B_h = IA_h \cdot S_h \cdot s \cdot q$$

Avec : B_h , biomasse de la strate bathymétrique h (en tonnes),
 IA_h , l'indice d'abondance de la strate h estimé d'après le modèle linéaire (en Kg/h) ;
 S_h , la surface totale de chaque strate estimée d'après les données cartographiques du SIG de Guinée (en Km^2) ;
 s , la surface moyenne chalutée par heure (Domain (1989) montre que le chalut utilisé balaie une aire utile de 13 m de large, soit : $s = 13(m) \cdot 3(nds) \cdot 1852(m) \cdot 10^{-6} = 0,072 km^2$) ;
 q , le coefficient de capturabilité du bobo vis-à-vis du chalut scientifique. Ce coefficient étant inconnu, le modèle est exploré pour différentes valeurs de q , en recherchant une gamme de valeurs plausibles, conduisant à des résultats réalistes.

- La biomasse du stock présent dans la strate 0-5 mètres, non couverte par les campagnes scientifiques, est recalculée par simple différence entre la biomasse totale (issue de l'évaluation) et la biomasse des strates 5 à 30 m (issue des campagnes). De cette valeur et de l'estimation de la surface de la strate, on déduit également un indice d'abondance du stock dans la strate la plus côtière. Enfin, pour apprécier la cohérence de cet indice, son évolution entre début et fin de période est comparée aux rendements des unités de pêche artisanale utilisant le filet maillant encerclant (CNSHB, 1996, 1997, 1998 ; Chavance et Domalain, 2000). Ces unités de pêche, qui réalisent l'essentiel des captures artisanales de bobo, sont choisies car elles ciblent principalement cette espèce et exercent leurs activités dans la zone très côtière. Leur rendement peut donc constituer un bon indice de l'abondance du stock dans cette strate.

Résultats

Évaluation du stock de bobo

Au cours des trois années considérées, les débarquements de bobo sont estimés à environ 5 000 tonnes par an (tableau 2). L'essentiel des captures est réalisé par la pêche artisanale qui totalise en moyenne 75 % de ces débarquements. Les tailles des bobos débarqués sont comprises entre 10 et 50 cm pour la pêche artisanale, et entre 12 et 40 cm pour la pêche industrielle (fig. 1). Cette dernière

	1995	1996	1997
Pêche artisanale	3 656	3 379	3 894
Pêche industrielle	694	461	2 745
Total	4 350	3 840	6 639

Tableau 2

Estimation des débarquements annuels de bobo en Guinée (en tonnes) — Source : Bulletin statistique CNSHB.

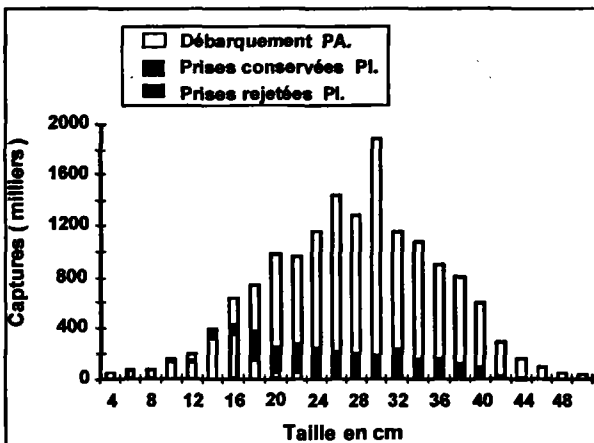


Figure 1

Structure démographique (en taille) des captures commerciales du *P. elongatus* en Guinée.

est en outre responsable de rejets importants qui concernent des individus de petite taille (4 à 20 cm) et représentent 10 % des effectifs totaux capturés. Comparée à la production de la pêche artisanale, les captures de la pêche industrielle sont faibles et concernent les individus les plus jeunes.

Le diagramme d'exploitation par pêcherie, estimé à partir des données de la pseudo-cohorte moyenne 1995/97 (fig. 2), montre clairement que la pêche industrielle se traduit par des coefficients de mortalité (F) qui restent toujours faibles (inférieurs à 0,1) et inférieurs à ceux de la pêche artisanale. Cette dernière entraîne des mortalités par pêche supérieures à 0,2 pour les individus de plus de 25 cm et qui dépassent 0,4 pour ceux de 30 et 40 cm. Ainsi, cette pêche artisanale semble responsable de l'essentiel de la mortalité par pêche du bobo en Guinée.

Le recrutement moyen estimé par cette analyse est de 7 millions d'individus pour une taille au recrutement de 4 cm. La biomasse équilibrée, pour les années récentes, s'établit à environ 9 000 tonnes.

Globalement, le diagnostic établi par l'analyse structurale montre qu'il n'apparaît pas de signe de surexploitation du stock. D'une part, l'analyse de la courbe de rendement par recrue indique que le

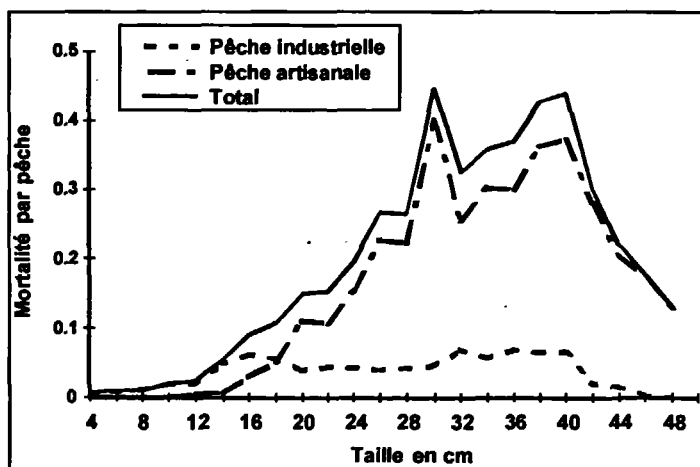
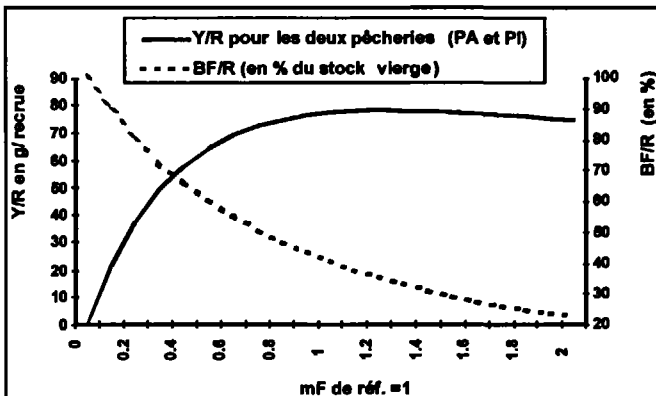


Figure 2
Diagrammes d'exploitation des deux pêcheries
et du total en Guinée (1995/97).

régime d'exploitation actuel entraîne une situation proche de la pleine exploitation du bobo en Guinée. D'autre part, la biomasse féconde est estimée à environ 41 % de la biomasse féconde du stock vierge (fig. 3), ce qui la situe très au-dessus du seuil empirique de surexploitation du recrutement généralement admis de 10 %. Comparativement à la situation de stock à l'état vierge ($mf = 0$), l'exploitation se traduit en 1995-1997 ($mf = 1$) par une diminution de la biomasse par recrue (et donc de la biomasse du stock sous hypothèse de recrutement constant) qui est estimée à 50 % environ. L'analyse rectifiée des pseudo-cohortes en âge conduit à des résultats très similaires. En outre, les études de sensibilité conduites par ailleurs (Sidibé, 1998) semblent confirmer l'absence de surexploitation marquée.

La production tirée en moyenne de chaque recrue est actuellement de 77 g. Dans un scénario théorique de suppression de toute pêche industrielle ($mf_{pi} = 0$ et $mf_{pa} = 1$), le rendement par recrue lié à la seule pêche artisanale serait équivalent (78 g/recrue) (fig. 4). On peut ainsi considérer, en première approximation, que ce qui est actuellement pêché par la pêche industrielle est en quelque sorte soustrait à la pêche artisanale, à effort constant. En outre, le niveau actuel de l'effort de la pêche artisanale correspondrait alors à une



■ Figure 3

Courbe de rendement par recrue et de la biomasse féconde par recrue de l'ensemble de la pêcherie du *P. elongatus* en fonction d'un multiplicateur du vecteur de mortalité par pêche totale.

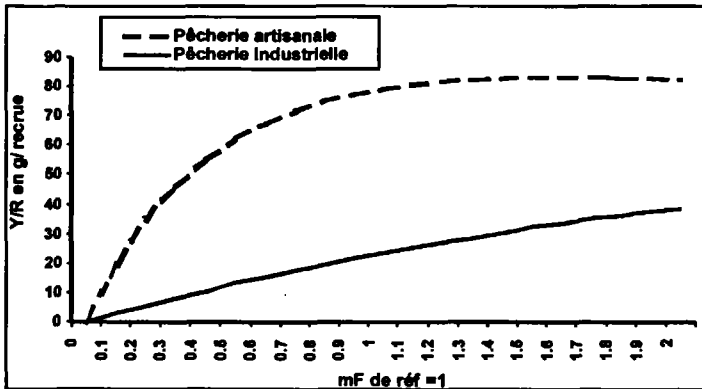


Figure 4

Comparaison des potentiels de production artisanaux et industriels par application d'un multiplicateur à chaque pêche, l'autre étant considérée comme nulle.

situation de légère sous-exploitation, avec un potentiel de rendement par recrue maximal de 88 g. À l'inverse, en l'absence de toute pêche artisanale, la production globale chuterait avec un rendement par recrue de la seule pêche industrielle estimé à 20 g. Pour maximiser ce rendement il faudrait considérablement augmenter l'effort industriel actuel. La maximisation serait atteinte pour $mf_{pi} = 9,1$ avec une valeur de 73 g/recrue. Cette situation engendrerait naturellement des rejets très importants.

Indices d'abondance.

Variations spatio-temporelles des densités

L'analyse de variance des données des campagnes scientifiques (captures par trait de chalut) est conduite en testant, au cours d'essais multiples, l'effet des différents facteurs spatiaux (carrés statistiques et strates bathymétriques) et temporels (années et saisons), ainsi que leurs interactions.

L'effet de la saison hydrologique n'apparaît significatif dans aucun des modèles analysés. La répartition bathymétrique et géographique du bobo en Guinée semble ainsi présenter une certaine stabilité au

cours de l'année, avec des abondances sensiblement équivalentes en saison sèche et en saison humide. En revanche, les indices d'abondances présentent des écarts importants pour chacun des trois autres effets : année, bathymétrie et carré statistique. En outre, les interactions entre ces effets statistiques apparaissent significatives, traduisant à la fois une répartition bathymétrique différente entre zones (effet carré*bathy) et une répartition bathymétrique et géographique qui varie en fonction des années (effet carré*bathy*an).

La prise en compte simultanée de ces trois effets et leurs interactions conduit cependant à un modèle linéaire qui comporte un très grand nombre de degrés de liberté et à des estimations d'abondances par strate spatio-temporelle qui s'avèrent peu cohérentes. En effet, ces estimations sont alors très sensibles à la variabilité de l'échantillonnage ; elles traduisent plus les fluctuations aléatoires des abondances observées par trait de chalut que de véritables schémas de répartition de la ressource en bobo. Dès lors, deux modèles simplifiés sont retenus.

Le premier modèle prend en compte la variabilité inter-annuelle des abondances (effet an) et la répartition bathymétrique du bobo (effet bathy). L'effet croisé an*bathy permet d'analyser l'évolution inter-annuelle des abondances par strate bathymétrique, à l'échelle de l'ensemble de la zone côtière guinéenne (fig. 5). Globalement, les abondances les plus fortes sont observées dans les strates les moins profondes (5-8 m), ce qui traduit bien sûr la répartition très côtière du bobo. Au cours du temps, deux périodes apparaissent. De 1985 à 1990, les abondances sont fluctuantes mais restent élevées, avec des captures moyennes par trait comprises entre 40 et 140 kg/h dans la strate 5-8 mètres. L'année 1991 marque une rupture, avec une diminution forte des abondances dans les strates les plus côtières ; sur la période 1991/98, la capture moyenne fluctue ainsi entre 20 et 40 kg/h dans la strate 5-8 mètres. Dans les strates plus profondes, on ne retrouve pas cette diminution d'abondance ; les indices y fluctuent sans tendance marquée, avec des captures moyennes inférieures à 1 kg/h au-delà de 15 mètres. Enfin, on notera que l'année 1995, au cours de laquelle une seule campagne a été réalisée, présente une situation particulière, avec des abondances extrêmement faibles dans toutes les strates bathymétriques.

Compte tenu de ces résultats, un second modèle est construit en distinguant deux périodes pluriannuelles : 1985/90 d'une part, et

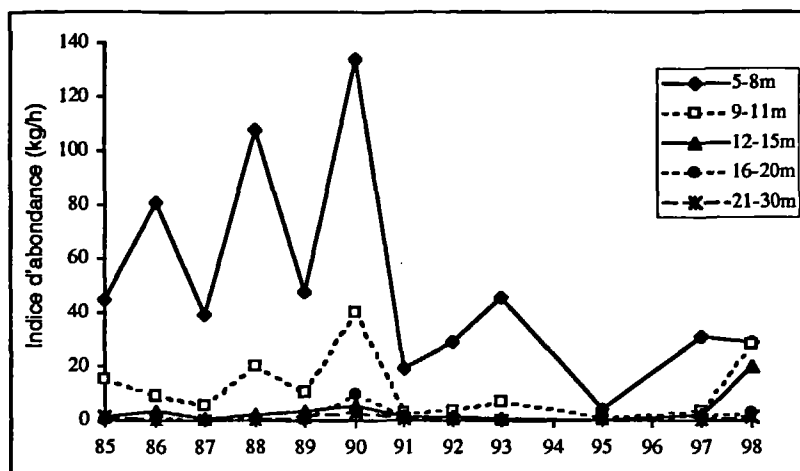


Figure 5
Évolution des indices d'abondance
de *P. elongatus* de 1985 à 1998,
par strate bathymétrique (modèle : an*bathy).

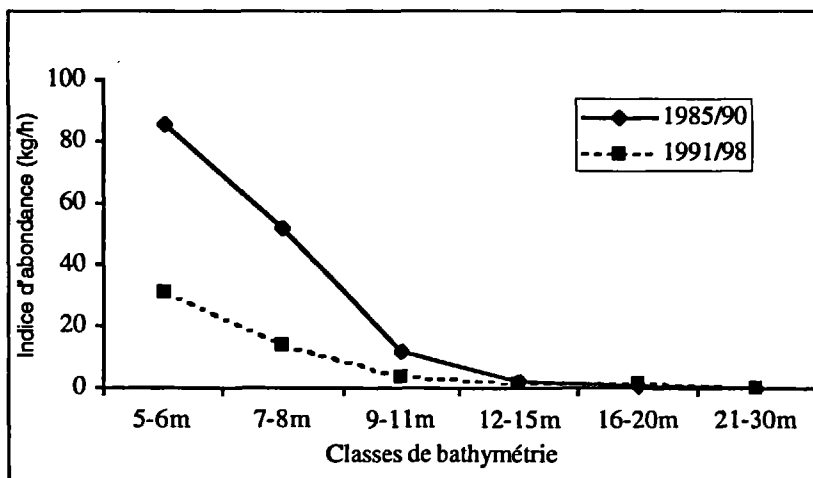


Figure 6
Schéma de répartition bathymétrique
du bobo par période pluriannuelle,
pour l'ensemble du plateau continental guinéen
modèle : période*bathy).

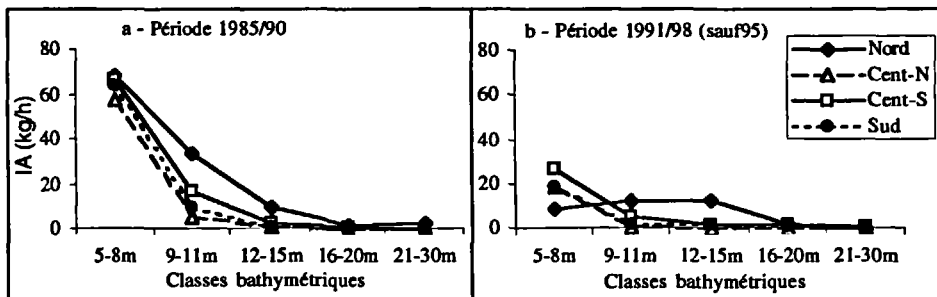


Figure 7

Répartition spatio-temporelle du bobo :
indices d'abondances par strate bathymétrique
et carré statistique, en début de d'exploitation (a)
et dans la période récente (b) (modèle : période*bathy*carré).

1991/98 excepté 1995, d'autre part. Pour chaque période, les indices d'abondance sont estimés soit par strate bathymétrique (modèle période*bathy; fig. 6), soit par strate bathymétrique et carré statistique (modèle période*bathy*carré; fig. 7).

Ici aussi, les résultats mettent en évidence le schéma de répartition bathymétrique du bobo, avec des indices d'abondance qui sont d'autant plus élevés qu'on se situe à des profondeurs faibles. En première période (85/90) et pour l'ensemble des carrés statistiques (fig. 6), la capture moyenne par trait dépasse 80 kg/h dans la strate 5-6 mètres et 50 kg/h dans la strate 7-8 mètres. Ces valeurs chutent en seconde période, avec une diminution qui atteint 64 % dans la strate 5-6 mètres et 73 % dans les strates intermédiaires 7-8 et 9-11 mètres. Plus au large au contraire, les abondances qui sont faibles restent sensiblement constantes (de 2,0 à 1,6 kg/h dans la strate 12-15 mètres).

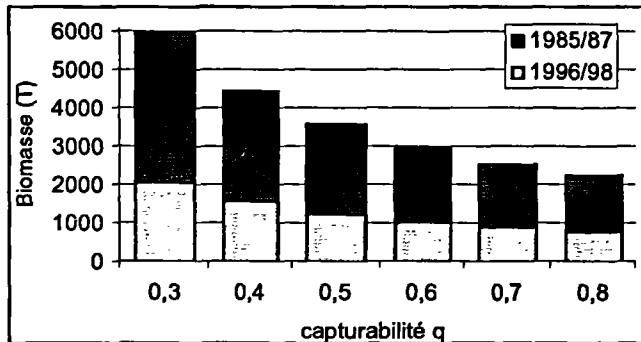
Cette évolution est globalement observée dans chacun des carrés statistiques (fig. 7). Seule la zone nord se distingue clairement des trois autres, avec des abondances comparativement plus élevées dans les strates bathymétriques intermédiaires. Cette répartition plus eurybathe du bobo est clairement à mettre en relation avec les caractéristiques de cette zone, marquée par un plateau continental plus large et une dessalure des eaux qui s'étend plus loin de la côte.

Dans cette zone nord, on observe également que les abondances aux profondeurs intermédiaires diminuent peu, de la première à la seconde période ; elles restent même sensiblement constantes dans la strate 12-15 mètres (environ 12 kg/h).

Modèle de répartition spatiale des biomasses

Les indices d'abondance estimés par strate bathymétrique et période pluriannuelle sont utilisés pour calculer les biomasses totales présentes dans chaque strate, en début et en fin de période. En première approximation, ces périodes sont considérées comme étant représentatives respectivement du début de l'exploitation (noté 85/87) et de la situation prise en compte dans l'évaluation des stocks (96/98). Cette simplification n'est évidemment valide que pour fixer des ordres de grandeurs.

Les biomasses ainsi calculées sont naturellement sensibles à la valeur du paramètre de capturabilité introduit dans le modèle (capturabilité vis-à-vis du chalut scientifique, dans les strates 5-30 m). Dans tous les cas, on observe une diminution de la biomasse entre début et fin de période, qui atteint un facteur trois, pour l'ensemble des strates de 5 à 30 mètres (fig. 8). On verra par ailleurs que seules



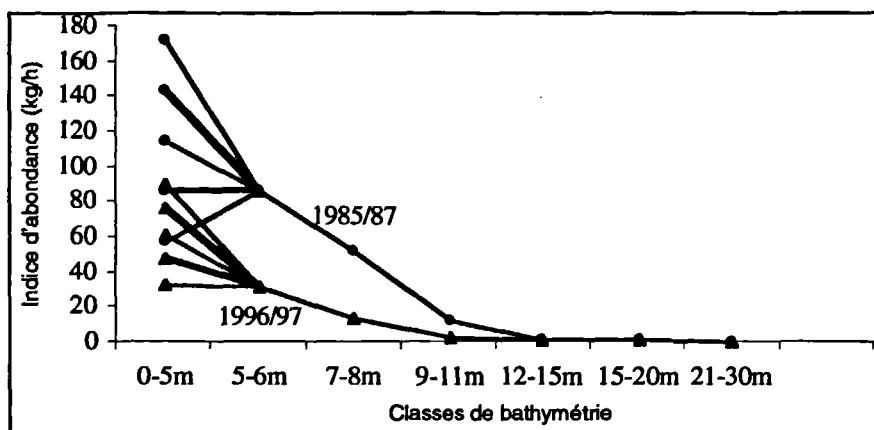
■ Figure 8
Estimation de la biomasse de bobo présente dans les strates bathymétriques couvertes par le navire océanographique (5 à 30 m), en début et en fin de période, et pour différentes valeurs du coefficient de capturabilité.

les valeurs de capturabilités comprises entre 0,4 et 0,6 semblent conduire à des résultats globalement cohérents. Dans cette gamme, la biomasse totale dans les strates bathymétriques de 5 à 30 mètres est au maximum de 1 500 tonnes, en ce qui concerne la période récente. Cette valeur est à rapprocher de l'estimation de biomasse totale issue de l'analyse des cohortes, soit environ 9 000 tonnes. Ce résultat est évidemment essentiel, il signifie qu'une part majoritaire du stock (probablement plus de 75 %), est absente de la zone couverte par le navire océanographique, et se localiserait donc dans la strate 0 à 5 mètres.

Cet écart de biomasse étant imputé à la classe bathymétrique 0-5 mètres, on en déduit un indice d'abondance dans la classe, pour la période récente (tableau 3). Par ailleurs, en retenant les estimations de rendement par recrue présentées plus haut, la biomasse de début de période est estimée à environ 18 000 tonnes (situation proche de l'état vierge). Cette valeur conduit elle-même à estimer l'indice d'abondance de la classe 0-5 mètres, pour la période correspondante, ce qui permet de compléter le modèle de répartition des biomasses.

Une partie des valeurs calculées par le modèle reste évidemment sensible au facteur de capturabilité. C'est notamment le cas des indices d'abondance calculés dans la strate la plus côtière (0-5 m). Ils dépendent en effet de la biomasse affectée par le modèle aux strates plus profondes. En retour, cette sensibilité permet de borner la capturabilité dans un intervalle jugé réaliste. En effet, une connaissance empirique du terrain conduit à considérer comme peu vraisemblables des abondances côtières qui seraient : soit inférieures à celle de la strate adjacente (5-6 m), soit à l'inverse supérieures dans des proportions dépassant un facteur 2. Ces critères conduisent à retenir comme vraisemblable une capturabilité comprise entre 0,4 et 0,6 (fig. 9).

D'autres résultats issus du modèle sont peu sensibles à la valeur de la capturabilité. C'est en particulier le cas du ratio des biomasses observées entre début et fin de période, dans les différentes strates bathymétriques (fig. 10). Dans la strate 0-5 mètres, la biomasse de la période récente représente ainsi de 50 à 55 % de la biomasse initiale. La diminution est encore plus forte dans les strates intermédiaires, avec des biomasses résiduelles de 27 % dans les strates 7 à 11 m. En revanche, elle s'atténue, puis s'annule plus au large. Ce



■ Figure 9

Indices d'abondances du bobo par strate bathymétrique, pour les deux périodes. Les valeurs des strates 5 à 30 m sont issues des données de campagne (cf. fig. 6) ; celles de la strate 0-5 m découlent du modèle de répartition des biomasses et sont calculées pour différents niveaux de capturabilité (de 0,3 à 0,7 de bas en haut ; en gras : valeurs 0,4 et 0,6).

Strate bathymétrique (m)	Surface de la strate (km ²)	Indice d'abondance 1985/87 (kg/h)	Indice d'abondance 1996/98 (kg/h)	Biomasse 1985/87 (tonnes)	Biomasse 1996/98 (tonnes)	Rapport de biomasse 1998/1985
0 à 5	4 535	114.9	61.6	14 424	7 736	0.54
5 à 6	787	85.3	30.8	1 860	671	0.36
7 à 8	787	51.9	14.0	1 130	304	0.27
9 à 11	1 181	11.9	3.4	389	111	0.28
12 à 15	1 574	2.0	1.6	88	69	0.78
15 à 20	3 025	0.8	0.8	64	64	1.00
21 à 30	10 123	0.2	0.2	45	45	1.00
Total	22 012			18 000	9 000	0.50

■ Tableau 3

Modèle de répartition des biomasses de bobo, dans les différentes strates bathymétriques du plateau continental guinéen, en début (1985/87) et en fin de période (1996/98) ; valeurs obtenues pour un coefficient de capturabilité de 0,5 (méthode : voir texte).

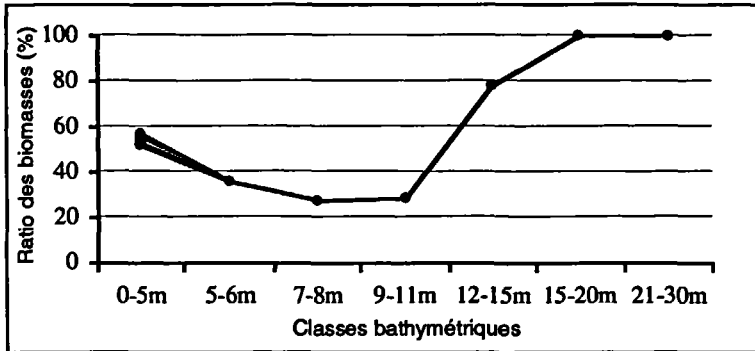
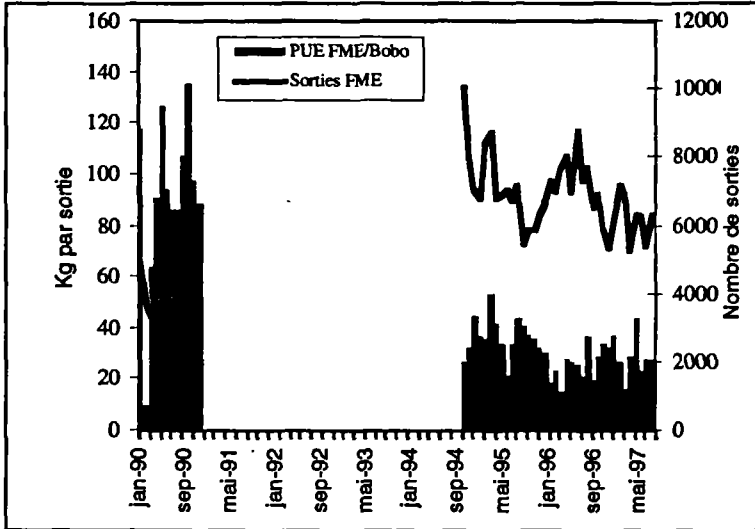


Figure 10
Ratios biomasse récente (96/98) sur biomasse initiale (95/87), dans les différentes classes bathymétriques (Les différentes valeurs de la classe 0-5 m correspondent à des capturabilités variant de 0,3 à 0,8).

schéma global d'une diminution maximale dans les strates intermédiaires est en outre peu dépendant du ratio relatif aux biomasses totales (valeur de 0,5, déduite des calculs de rendement par recrue et introduite dans le modèle). Enfin, on notera que la diminution calculée en zone côtière semble cohérente avec les prises par unité d'effort observées pour la pêche artisanale au filet maillant encerclant (fig. 11). Ces dernières données indiquent que, parallèlement à une augmentation du nombre de sorties, les rendements de ces unités ont fortement décru, avec une diminution de l'ordre de 55 % entre 1991 et 1997.

Discussion - conclusion

Les modèles d'évaluation des stocks halieutiques considèrent la population biologique comme une entité soumise de manière homogène à la pression de pêche. Les changements de répartition spatiale, qui accompagnent souvent les changements d'abondance, peuvent ainsi conduire à des biais dans les diagnostics. Ceci est sur-



■ Figure 11

Effort et prise par sortie (kg) de bobo par les filets maillants encerclants, lors de deux périodes de suivi : 1989-1990 et 1995-1997.

tout vrai lorsque l'évaluation s'appuie sur une mesure de l'effort de pêche, elle-même très sensible au changement de répartition spatiale de la ressource.

L'évaluation du stock de bobo en Guinée, telle qu'elle a été présentée ici, s'appuie sur des méthodes d'analyse structurale qui ne font pas directement appel à une mesure de l'effort de pêche. Il s'ensuit que les diagnostics obtenus sont sans doute peu sensibles aux changements de répartition spatiale, observés dans la suite de cette étude. En tout état de cause, l'incertitude découlant des facteurs spatiaux est ici très vraisemblablement négligeable, comparativement à celle qui découle d'une connaissance très imparfaite des paramètres de croissance et de mortalité naturelle. Dans cette optique, les résultats présentés doivent être considérés comme une première approche visant à fixer des ordres de grandeur.

Globalement, l'estimation d'une biomasse totale de 9 000 tonnes de bobo en Guinée, pour la période récente, semble ainsi réaliste et en

rapport avec les captures réalisées (environ 4 000 tonnes par an dans la même période). Le diagnostic d'une situation actuelle proche de la pleine exploitation et d'une biomasse divisée approximativement par deux, comparativement au stock vierge (situation 1985), semble également relativement robuste. Ce diagnostic est en effet cohérent, au moins en première approximation, d'une part, avec les indices d'abondance estimés par modélisation linéaire des données de campagnes océanographiques, et d'autre part, avec les prises par unité d'effort observées pour le filet maillant encerclant.

On notera que Domain (1998) aboutissait à des résultats sensiblement différents, qui semblaient mettre en évidence une très forte diminution de l'abondance du bobo et faisaient craindre une surexploitation marquée. Les indices d'abondance calculés par cet auteur sont cependant établis sur une sélection des traits de chalut dépendant de leur composition spécifique (prise en compte des traits effectués dans la communauté à sciaenidés). On peut ainsi penser qu'une modification profonde de l'abondance des autres espèces, et donc de la composition des traits, est susceptible de biaiser les résultats obtenus avec cette procédure, pour le bobo.

L'étude des changements de répartition spatiale de cette espèce complète le diagnostic d'évaluation de stock, plus qu'elle ne le contredit. Cette analyse met ainsi en évidence deux aspects essentiels. D'une part, on montre qu'une fraction très importante du stock (vraisemblablement plus de 75 %) se situe dans la strate bathymétrique la plus côtière (0-5 m) et échappe ainsi au navire océanographique. Il s'ensuit bien évidemment que les campagnes scientifiques doivent être considérées comme insuffisantes pour quantifier de manière fiable les variations d'abondance de cette espèce. Ceci est probablement vrai pour de nombreuses autres espèces appartenant, comme le bobo, à la communauté écologique des Sciaenidés d'estuaire. Naturellement, cette affirmation n'enlève rien à l'intérêt des campagnes de chalutage scientifiques. La présente étude le démontre amplement, s'il en était besoin.

D'autre part, les résultats obtenus mettent en évidence un changement de répartition bathymétrique qui mérite d'être mis en relation avec l'exploitation. Les diminutions d'abondance les plus fortes sont en effet observées dans la zone exploitée conjointement par la pêche artisanale et par la pêche industrielle. La diminution atteint

ici un facteur 3. Plus à la côte, où les chalutiers industriels ne peuvent travailler en raison des faibles fonds (... et de la réglementation), la seule pêche artisanale pourrait être la responsable, sinon unique du moins principale, d'une diminution d'abondance estimée à un facteur 2 sur la période. Enfin, plus au large, l'exploitation est essentiellement liée aux navires industriels et ne cible pas spécifiquement les espèces de la communauté à Scianidés; l'abondance du bobo est ici résiduelle et globalement stable sur la période.

En définitive, cette évolution peut être considérée comme représentative d'une rétraction du stock sur la zone la plus côtière. Cette rétraction serait une conséquence du développement de la pêche. Ainsi, la fraction du stock présente dans la strate 0-5 m est comparativement plus élevée en fin de période qu'au début (respectivement 80 et 86 % de la biomasse totale, pour une capturabilité de 0,5). À court terme, cette évolution tend à favoriser la pêche artisanale dont la ressource est ainsi relativement préservée (... ou moins dégradée). À plus long terme, et dans l'hypothèse où une évolution similaire serait observée pour les autres espèces, on peut craindre un phénomène de concentration de l'effort et d'accroissement des puissances de pêche dans cette zone. Les conséquences pourraient évidemment en être beaucoup moins favorables.

On retiendra pour conclure, l'intérêt d'une démarche croisant différents jeux de données et différentes méthodes d'analyse spatiales et temporelles. Cette démarche permet d'explorer la cohérence des résultats obtenus, ce qui est particulièrement précieux, surtout dans une situation comme celle de la Guinée où les incertitudes restent fortes. Elle montre plus généralement que la gestion des pêches doit être abordée non seulement en termes de limitation de l'effort, mais aussi en prenant en compte les facteurs spatiaux et les interactions entre pêcheries différentes.

Bibliographie

- CNSHB, 1994 —
Note de synthèse sur les travaux
et conclusions du groupe de travail
d'analyse des campagnes de
prospection du N.O. Nizery en
Guinée, de 1986 à 1992. *CNSHB*,
Conakry, avril 1994, 8 p.
- CNSHB, 1996 —
Bulletin statistique des pêches, année
1995, *Sér. Bul. stat.*, 1, 34 p. + an.
- CNSHB, 1997 —
Bulletin statistique des pêches, année
1996, *Sér. Bul. stat.*, 2, 35 p. + an.
- CNSHB, 1998 —
Bulletin statistique des pêches, année
1997, *Sér. Bul. stat.*, 3, 44 p. + an.
- CHAVANCE P., DIALLO A., DRAPEAU L.,
FONTANA A. (éd.), 1998 —
*Atlas des Pêches Maritimes de
Guinée*. Document multigraphié, 25 p.
- CHAVANCE P. et DOMALAIN G., 2000 —
« Note sur les captures et les efforts
de la pêche artisanale maritime ». *In*
Domain F., Chavance P. et Diallo
A. (éd.). *La Pêche Côtière en Guinée
- Ressources et Exploitation*. Éditions
IRD/CNSHB (sous presse).
- DE VERDELHAN, 1987 —
Programmes Verdejon : V.P.A. et
simulation sur fréquences de taille.
Ifremer.
- DOMAIN F., 1989 —
Rapport des campagnes de
chalutage du N/O André Nizery dans
les eaux de la Guinée de 1985 à
1988. *Doc. Scient. CNSHB*, 81 p.
- DOMAIN F., 2000 —
« Influence de la pêche et de
l'hydroclimat sur l'évolution dans le
temps du stock côtier (1985-1995) ». *In*
Domain F., Chavance P. et Diallo
A. (éd.). *La Pêche côtière en Guinée
- Ressources et Exploitation*. Éditions
IRD/CNSHB (sous presse).
- DOMAIN F., CHAVANCE P.,
BAH A., 2000 a —
« Notes sur la reproduction des
espèces démersales du peuplement
côtier guinéen ». *In* Domain F.,
Chavance P. et Diallo A. (éd.).
*La Pêche Côtière en Guinée -
Ressources et Exploitation*. Éditions
IRD/CNSHB (sous presse).
- DOMAIN F., KEITA M.,
MORIZE E., 2000 b —
« Typologie générale des ressources
démersales du plateau continental. » *In*
Domain F., Chavance P. et Diallo
A. (éd.). *La Pêche Côtière en
Guinée - Ressources et Exploitation*.
Éditions IRD/CNSHB (sous presse).
- GASCUEL D., DOMAIN F.,
CHAVANCE P., 1997 —
« L'exploitation de la communauté
à sciaenidés de Guinée :
un premier diagnostic sur l'état
des stocks, par modélisation linéaire
de l'abondance (1985-92) ». *La
surexploitation -
Troisième Forum Halieumétrique*,
Montpellier 1-3 Juillet 1997.
Session 2 - Identification et
évaluation de la surexploitation.
- GULLAND J.M., 1969 —
Manuel des méthodes d'évaluation
des stocks d'animaux aquatiques.
Première partie : Analyse des
population. *Man. Sci. Aquat. FAO.*,
4 : 160 p.
- JONES R., 1983 —
The use of length composition data in
fish stocks assessments (with notes
on VPA and cohort analysis).
FAO Fish. Circ., 734 : 60 p.
- LE GUEN J.C, 1971 —
Dynamique des populations de
Pseudotolithus (Fonticulus) elongatus
(Bowd, 1825). Poisson, sciaenidae.
Cah. Orstom, sér. Océanogr., 9 (1) :
3-84.

MESNIL B., 1988 —

Logiciels pour l'évaluation des stocks de poissons. ANACO : logiciel d'analyse des données de captures par classe d'âge sur IBM PC et compatibles. *FAO Doc. Tech. Pêche*, 101, suppl. 3 : 78 p.

RICKER W.E., 1958 —

Handbook of computations for biological statistics of fish population. *Bull. Fish Res. Board. Can.* : 191-382.

SIDIBE A., 1998 —

Le bobo (bossu), Pseudolithus elongatus (Bowdich, 1825). Ressource et exploitation en Guinée. Évaluation et simulation d'aménagement.
Rapport de stage de DEA d'Océanologie biologique et environnement marin. École nationale supérieure agronomique de Rennes (Ensar), minéo, 32 p. + annexe.

Intérêt de l'étude des nourriceries de soles (*Solea solea*) et de plies (*Pleuronectes platessa*) à l'échelle de la Manche Est (division CIEM 7D)

Application à l'identité de stock
et à l'estimation du recrutement

Philippe Riou
Biologiste des pêches

Olivier Le Pape
Halieute

Stuart Rogers
Halieute

Michel Lemoine
Halieute

Introduction

La sole *Solea solea* et la plie *Pleuronectes platessa* sont les deux principales espèces de poissons plats en Manche Est. Ce bassin constitue, pour ces deux espèces d'importance commerciale, une unité d'exploitation et de gestion des stocks. Sole et plie sont caractérisées par des zones de nourriceries côtières, où vivent les individus juvéniles séparés des stocks adultes au large. Une nourricerie

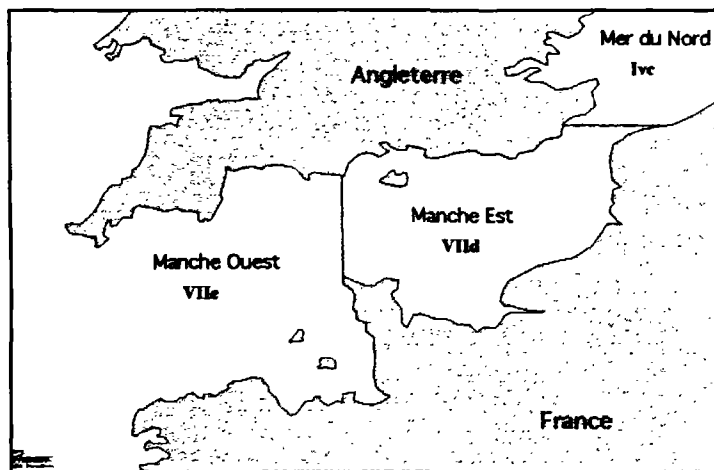
est un secteur géographique propice au développement et à la survie de jeunes poissons avant maturation. Toutes les nourriceries de ce bassin doivent alimenter en pré-recrues un même stock. Il semble donc intéressant d'étudier les variations d'abondance des juvéniles au sein des nourriceries à l'échelle de gestion du stock afin de vérifier la pertinence de cette échelle et de fournir un estimateur de pré-recrues.

La première étape de ce travail consiste à réunir toutes les campagnes côtières de chalutage à perche de ces vingt dernières années sur les côtes française et anglaise de Manche Est. Après intercalibration des différents engins de prélèvement utilisés, cette étude a porté sur l'analyse, à l'échelle de ce bassin, des variations spatio-temporelles d'abondance de sole et de plie sur les nourriceries. Enfin, un indice annuel d'abondance de pré-recrues de sole et de plie en Manche Est est estimé et comparé aux analyses de cohortes réalisées par les groupes de travail du CIEM.

Matériel et méthodes

La Manche Est

La Manche Est (fig. 1) peut être considérée comme une entité physique distincte des zones adjacentes. En effet, ce bassin est séparé de la Mer du Nord de par la morphologie des côtes (détroit du Pas de Calais). La séparation avec la Manche Ouest repose sur des critères hydrologiques et sédimentaires. Au printemps, en Manche Occidentale, le réchauffement de la couche supérieure de la masse d'eau, les faibles courants et la grande profondeur de ce secteur contribuent à la formation d'une thermocline. Par contre en Manche Orientale, les profondeurs relativement faibles, et les forts courants font que la masse d'eau est thermiquement homogène (Pingree, *in* Anonyme, 1993). Ceci constitue entre ces deux secteurs une barrière physique entraînant une dynamique de production biologique différente. Le type de sédiment constitue également une limite entre ces deux parties de la Manche. Une vaste zone caillouteuse qui



■ Figure 1
La Manche Est (division CIEM 7D).

s'étend entre le Cotentin et l'île de Wight, sépare clairement la Manche Ouest où abondent les matières riches en calcaire, de la Manche Est où prédomine le sable mêlé de graviers (fig. 2).

La Manche Est est également considérée comme une unité d'exploitation et de gestion de stocks (division CIEM 7D), notamment pour la sole et la plie, les nourriceries côtières de sole et de plie de ce bassin semblant alimenter un même stock (Anonyme, 1993).

Données de campagne

Dans le cadre de cette étude, l'ensemble des données collectées lors de campagnes scientifiques automnales de chalutage à perche côtier sur les côtes française et anglaise de Manche Est durant ces vingt dernières années est utilisé.

Les données (tableau 1) proviennent de deux types de missions :
- des missions qui échantillonnent une large portion du littoral de Manche Est, c'est le cas de toutes les données provenant des côtes anglaises, (Millner et Whiting, 1990) et de la DYFS (Demersal Young Fish Survey) sur la côte française (Mesnil, 1983) ;

- sur les côtes françaises uniquement, des missions centrées sur les zones estuariennes, et plus particulièrement en estuaire de Seine (Duval, 1982; Morin *et al.*, 1998), en baie des Veys (Beillois *et al.*, 1979) et en baie de Somme (Halgand *et al.*, 1998).

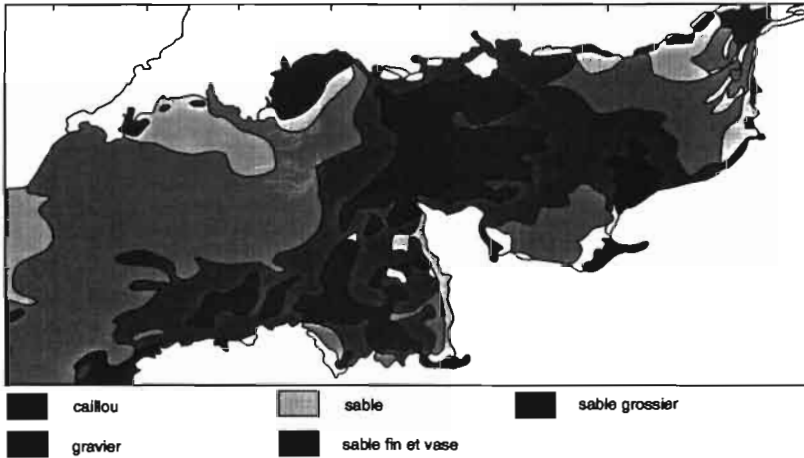


Figure 2
Couverture sédimentaire superficielle en Manche
(Larsonneur *et al.*, 1982).

Côtes		77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	
F R A N C A I S E	Baie des Veys	X	X	X	X	X																		
	Baie de Somme		X	X	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Baie de Seine	X	X			X													X	X	X	X		
	Calvados	X	X																					
	Treport															X		X	X		X	X	X	X
	Dieppe	X	X																					
	Arbilly																							
	Boulogne		X	X	X	X	X	X																
A N G L A I S E	Baie de Rye					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	South Downs					X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Solent					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Tableau 1
Correspondance entre les années et les lieux de prospection.

Environ 4 000 traits de chalut à perche sont utilisés. Pour chaque trait, on dispose des captures de soles et de plies. Toutes ces campagnes à la mer ont été réalisées avec un chalut à perche, engin adapté à la capture de poissons benthiques. Certaines caractéristiques de ces chaluts n'étant pas homogènes (tableau 2), il a fallu comparer l'efficacité des différents engins.

Problèmes liés à l'étude des jeunes poissons

Un des problèmes liés à l'étude des juvéniles de poissons est la capturabilité des petits individus de moins de 1 an c'est-à-dire du groupe 0. Pour échantillonner cette tranche d'âge, il est en effet nécessaire d'utiliser un petit maillage au cul du chalut, entraînant, par colmatage, des problèmes d'efficacité de l'engin. Par ailleurs, ces juvéniles de groupe 0 occupent la zone intertidale les premiers mois de leur vie (Riley *et al.*, 1981 ; Morin *et al.*, 1998), secteur inaccessible lors des campagnes scientifiques de chalutage. La prise en compte des individus de groupe 0 dans une étude sur l'abondance et la distribution des juvéniles s'avère donc trop délicate.

Lieux	Taille de perche (m)	Racasseur	Maillage (mm)
Littoral français (DYFS)	4,5	2	25
Baie de Somme	2	1	20
	3	1	20
	3	0	20
Baie de Seine	2	1	20
	3	1	20
	3	0	20
Baie des Veys	3	2	20
	4,5	1	25
Littoral anglais	2	3	6

■ Tableau 2

Couverture sédimentaire superficielle en Manche (Larsonneur *et al.*, 1982).

Par contre, avec les différents engins utilisés pour cette étude (tableau 2), les problèmes d'échantillonnage des jeunes poissons de groupe 0 sont moins importants pour les individus de groupes 1. En particulier, Riley *et al.* (1981), Dorel *et al.* (1991) et Hanson (1996) démontre que ces individus âgés d'un an vivent dans des zones plus profondes que les groupes 0, secteurs plus facilement accessibles. Pour toutes ces raisons, seuls les individus de groupe 1 seront pris en compte dans cette étude.

Pour leur part les individus âgés de deux ans et plus (groupe 2+) sont considérés comme vivant plus au large et ne feront donc pas partie de l'étude.

Intercalibration des engins d'échantillonnage

La taille de la perche, le gréement et le maillage au cul du chalut sont des paramètres qui diffèrent selon les campagnes et peuvent influencer la capturabilité des jeunes poissons plats. C'est pourquoi l'influence de ces trois paramètres est analysée séparément afin d'uniformiser la base de données.

Influence de la taille de la perche

Les densités en jeunes poissons plats de 18 traits de deux chaluts à perche, l'un de 2 mètres et l'autre de 3 mètres, menés successivement sur la même zone lors des campagnes en estuaire de Seine en 1995 et 1996 sont comparées.

Les densités sont transformées de la façon suivante (1) :

$$(1) \quad y = \ln(x+1) \quad \text{Avec } x = \text{densité de sole ou de plie et } y = \text{densité transformée}$$

Cette conversion est communément appliquée afin de normaliser les distributions et de stabiliser la variance (Gavaris et Brodie, 1984; Byrne et Forrester, 1991a et 1991b). Le test « t » de comparaison de moyennes appariées a été appliqué (Schulz, 1984; Byrne et Forrester, 1991 a et 1991 b). Il n'a pas été possible de mettre en évidence de différence significative de capture de jeunes poissons plats entre les deux chaluts à perche. Par conséquent pour l'ensemble des engins, les densités de captures de juvéniles de soles et de plies,

exprimées en nombre d'individus par unité de surface chalutée, sont considérées comme indépendantes de la dimension du chalut.

Influence du gréement

L'influence du gréement, c'est-à-dire de la présence de racasseurs (chaîne destinée à gratter le sédiment afin de capturer des individus enfouis), sur les captures a été étudiée. Déterminé selon les travaux de Dorel (*comm. pers.*), de Kuipers (1975) et de Creutzberg *et al.* (1987), un coefficient correcteur variant de 1 à 5 en fonction de l'espèce et du type de fond a été appliqué aux captures réalisées sans racasseur (tableau 3). Pour les engins munis de plusieurs racasseurs, les captures ne sont pas corrigées. En effet, l'ajout de plusieurs racasseurs au chalut ne semble pas entraîner une augmentation des captures de jeunes poissons plats (Kuipers, 1975 ; Dorel *et al.*, 1985).

Influence du maillage

Durant les différentes campagnes exploitées dans cette étude, trois maillages différents ont été utilisés : 6, 20 et 25 mm au cul du chalut. La comparaison a été faite selon les coefficients de sélectivité utilisés par les groupes de travail du CIEM, c'est-à-dire 3,3 pour la sole et 2,3 pour la plie. À partir de ces coefficients, la L_{90} , taille à partir de laquelle un taux de rétention supérieur à 90 % est atteint, a été calculée.

- Pour le maillage de 25 mm, le L_{90} est de 12 cm pour la sole et de 10 cm pour la plie ;
- Pour le maillage de 20 mm, le L_{90} est de 11 cm pour la sole et de 9 cm pour la plie.

Comme décrit précédemment, cette étude ne concerne que les soles et les plies de groupe 1. En automne, la taille de la sole de groupe 1

	sable	vase
Sole groupe 1	4,97	1
Plie groupe 1	2,53	1

Tableau 3

Correction appliquée aux captures de sole et de plie réalisées par un chalut sans racasseur.

est comprise entre 11 et 23 cm et celle de la plie de même groupe est comprise entre 15 et 23 cm (intervalle calculé à partir de toutes les données de la base). Par conséquent, sans aucune correction, les captures de sole et de plie de groupe 1, réalisées par les différents engins, peuvent être prises en compte.

■ Résultats

Fluctuations spatio-temporelles de l'abondance des juvéniles

Fluctuations d'abondance des juvéniles

Chaque année, en automne, une cartographie des distributions des juvéniles de sole et de plie sur les zones de nourricerie à l'échelle de la Manche Est est réalisée par interpolation des densités de chacun des traits de chalut. Pour cette représentation, ces densités ont été transformées selon la méthode :

$$y = \log(x + 1) \quad \text{avec } x = \text{densité de sole ou de plie,} \\ y = \text{densité transformée}$$

À titre d'exemple, deux cartes de distribution pour les années 1995 et 1997 (figure 3 pour la plie et figure 4 pour la sole) ont été réalisées. Ces cartes confirment l'étude bibliographique en démontrant que les juvéniles de soles et de plies se situent en zone côtière en Manche Est. Elles permettent également de visualiser à l'échelle de la Manche Est les fluctuations spatio-temporelles d'abondance des juvéniles de soles et de plies de groupe 1 sur les zones de nourricerie. En effet, pour la plie (fig. 3), les fortes abondances étaient situées à l'est des côtes anglaises en 1995, alors qu'en 1997, on les retrouve principalement sur les côtes françaises. Pour la sole (fig. 4), les fortes abondances étaient situées à l'est des côtes anglaises en 1995, alors qu'en 1997, elles étaient localisées en estuaire de Seine.

Il existe donc des fluctuations interannuelles asynchrones d'abondance de juvéniles entre différentes zones côtières de Manche Est.

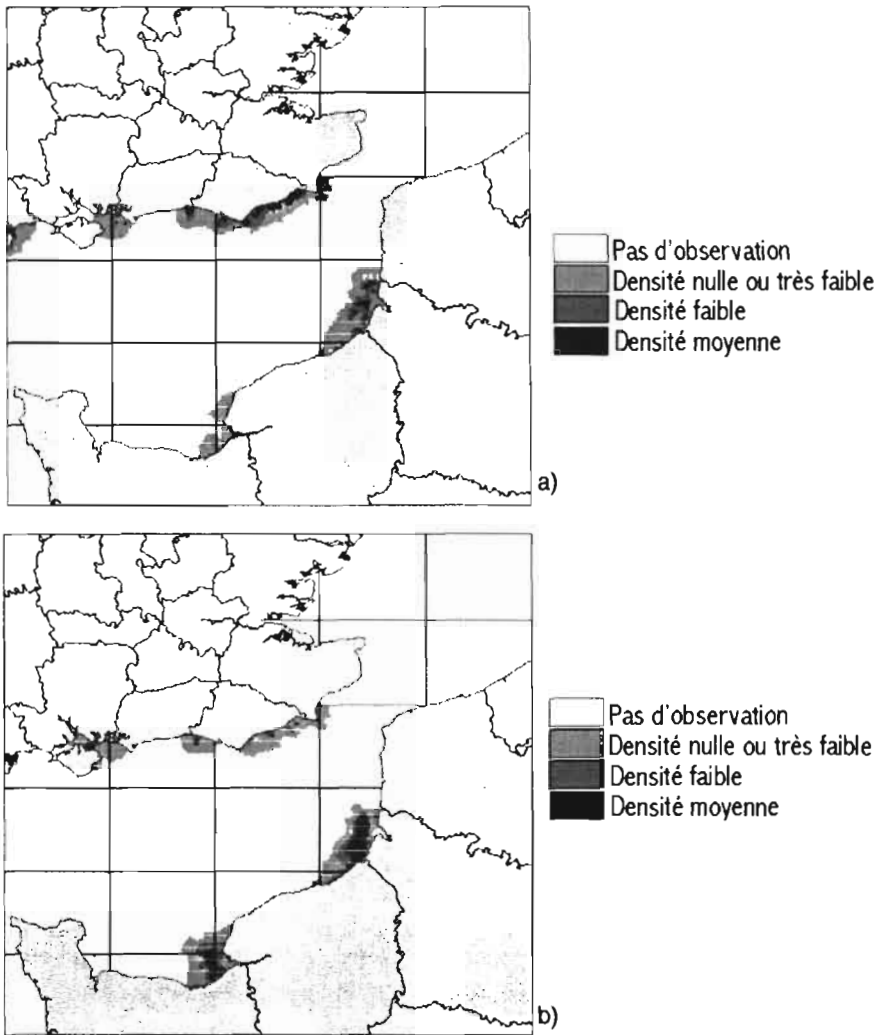


Figure 3
Répartition des densités de plie groupe 1 en 1995 a) et en 1997 b).

Afin d'étudier ce phénomène, des analyses multivariées et notamment une Analyse factorielle multiple (AFM) ont été utilisés. L'AFM, développée par Escofier et Pagès (1994), est une Analyse en composantes principales (ACP) avec des variables regroupées, chacun de ces groupes ayant le même poids dans l'analyse.

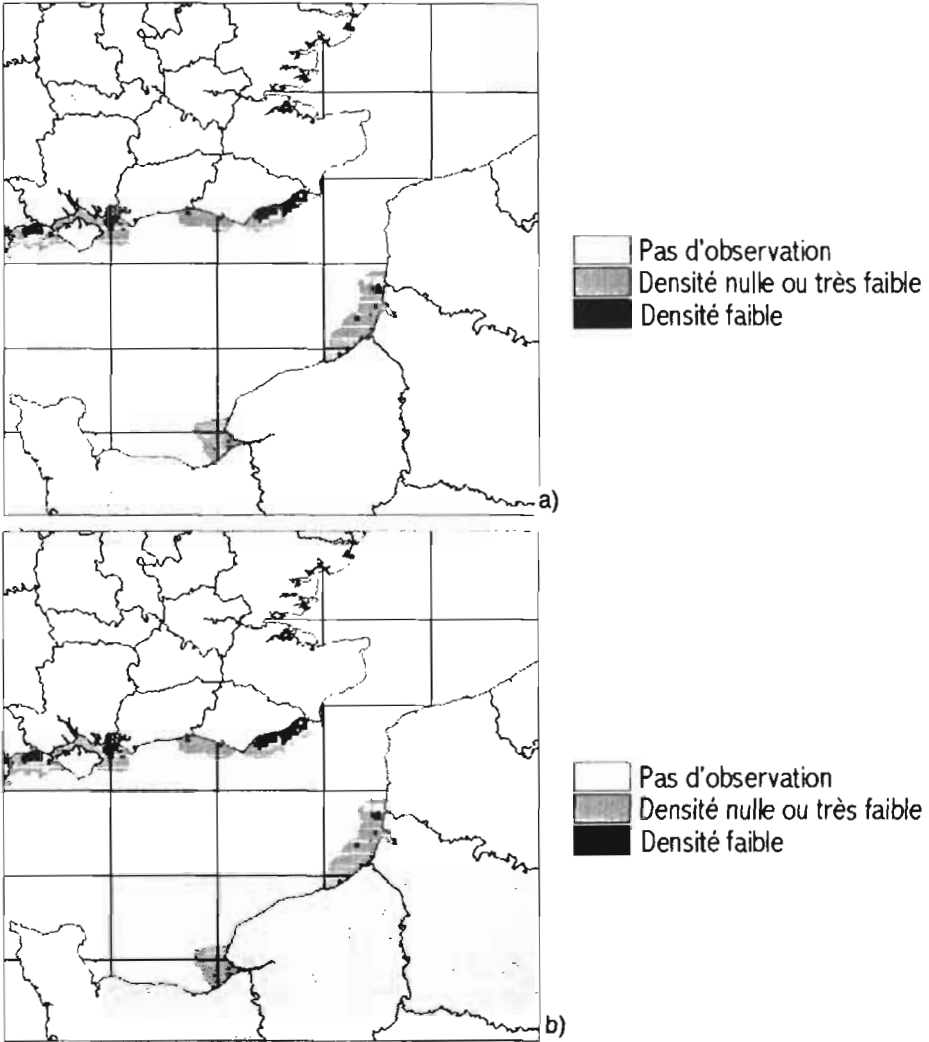


Figure 4
Répartition des densités de sole groupe 1 en 1995 a) et en 1997 b).

Pour alimenter cette analyse, une matrice de données est constituée avec :

- en individus (lignes) les traits de chalut répétés tous les ans (réplicats),
- en variables (colonnes) les densités de sole et de plie transformées selon la méthode :

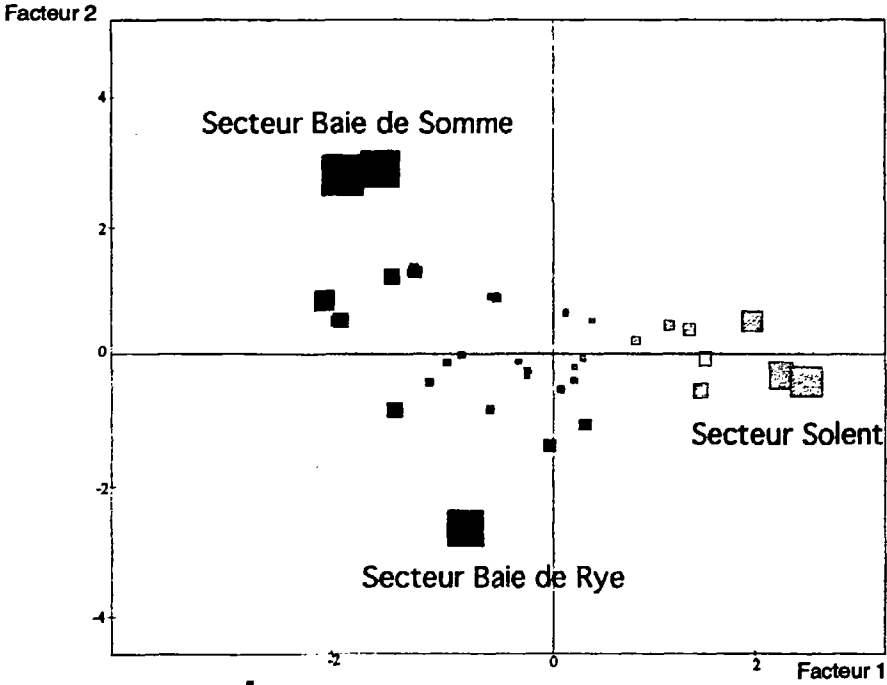


Figure 5
AFM - Plan factoriel des axes 1 et 2, modalités illustratives des trois secteurs. Un carré = un secteur croisé avec une année.

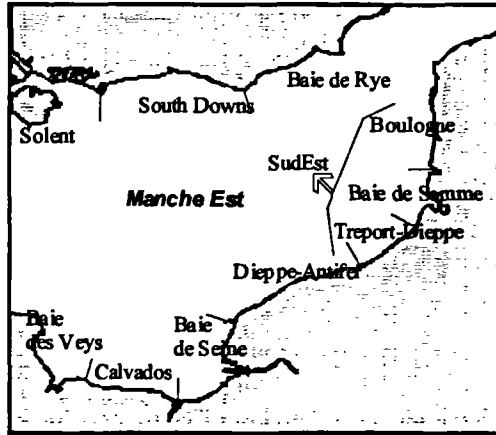


Figure 6
Découpage de la Manche Est en secteurs.

de capture nulle à 5 % par agrégation. Il faut donc définir un nombre de traits minimal de traits à agréger qui permette de satisfaire ce critère. Pour cela, on se place dans le cadre d'une loi binomiale B où :

- 0 équivaut à une capture nulle de sole ou de plie,
- 1 équivaut à une capture d'au moins une sole ou une plie par trait.

Sachant que la probabilité globale de rencontrer l'une ou l'autre espèce est de 27 % (0,27), on définit ce nombre de trait minimum « n » par la relation :

$$B(n,p) < 0,05 \quad \text{avec } p = (1-0,27) = 0,73$$

c'est-à-dire :

$$(0,73)^n < 0,05 \quad \text{soit } n = 10$$

Pour chacun des regroupements qui seront réalisés dans les analyses suivantes, 10 traits minimum seront nécessaires au calcul d'une densité agrégée dont la formule est :

$$d = \frac{\sum \text{captures}}{\sum \text{surfaces} - \text{chalutées}}$$

avec \sum captures : la somme des captures de sole ou de plie réalisées sur 10 traits minimum,
 \sum surfaces-chalutées : la somme des surfaces chalutées des 10 traits minimum.

Identification des nourriceries potentielles de Manche Est

Un découpage artificiel des côtes de Manche Est en dix zones a été réalisé suite notamment à l'AFM. Au sein de chacune d'elles et pour chacune des années, on dispose d'une densité moyenne en plie et d'une densité moyenne en sole calculée selon la méthode d'agrégation développée au paragraphe précédent.

Une étude des fluctuations d'abondance de juvéniles entre ces différents secteurs est entreprise. Un des objectifs est d'agréger d'éventuels secteurs proches géographiquement, constituant par exemple une même façade, et entre lesquels les fluctuations d'abondance de jeunes poissons soient synchrones. Pour ce faire, est extraite de la base de données une matrice contenant :

- en individus (lignes), pour chacun des dix secteurs identifiés, l'ensemble des années pour lesquelles dix traits de chalut ou plus étaient disponibles ;

- en variables (colonnes) les densités agrégées de sole et de plie transformées selon la formule :

$$y = \log(x+1)$$

avec x = densités

et y = densités transformées

Ce tableau de données va alimenter une Analyse des correspondances multiples (ACM). La projection des secteurs sur les deux premiers axes est représentée sur la figure 7. Elle permet de regrouper trois secteurs contigus (baie de Somme, Treport-Dieppe et Boulogne) qui semblent statistiquement assez « proches » pour être assimilés à une façade homogène de la Manche Est (fig. 6, secteur dit « SudEst »).

Cette analyse a également permis de mettre en évidence un asynchronisme des abondances de juvéniles entre la baie des Veys et l'estuaire de Seine, secteurs qui ne forment donc pas une zone homogène malgré leur proximité géographique.

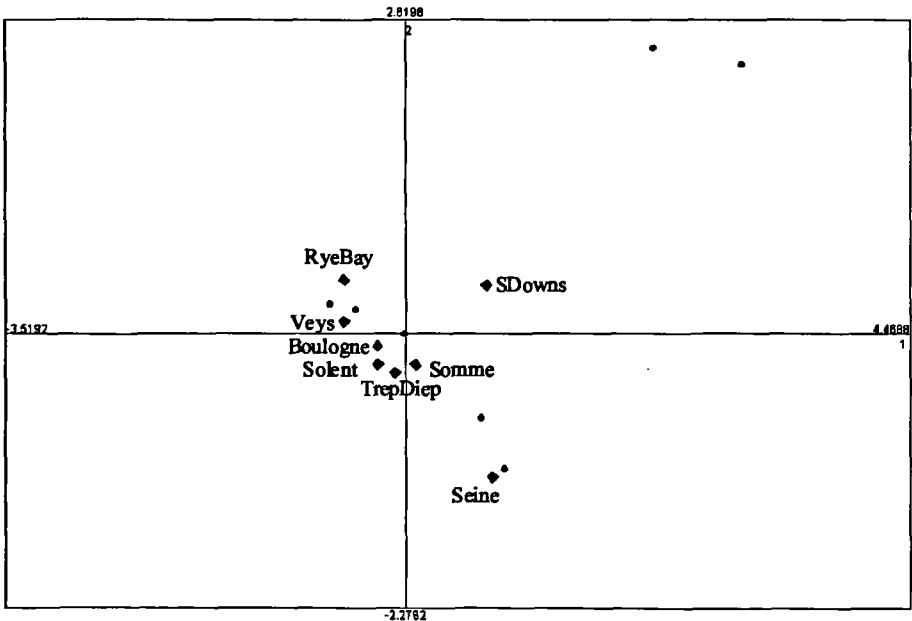


Figure 7
Plan factoriel de l'ACM
constitué par les deux premiers axes.

Par ces agrégations successives, les 4 000 traits de chalut de la base ont pu être regroupés selon huit secteurs considérés comme homogènes en fonction d'un certain synchronisme de fonctionnement. Ces secteurs ainsi reconstitués forment à l'échelle de la Manche Est autant de sites de nourriceries distincts.

Estimation de l'indice annuel d'abondance

En s'appuyant sur ce découpage des côtes de Manche Est, l'objectif de ce paragraphe est de calculer, pour ce bassin, un indice annuel d'abondance de pré-recrues en sole et en plie.

Loi de répartition des données

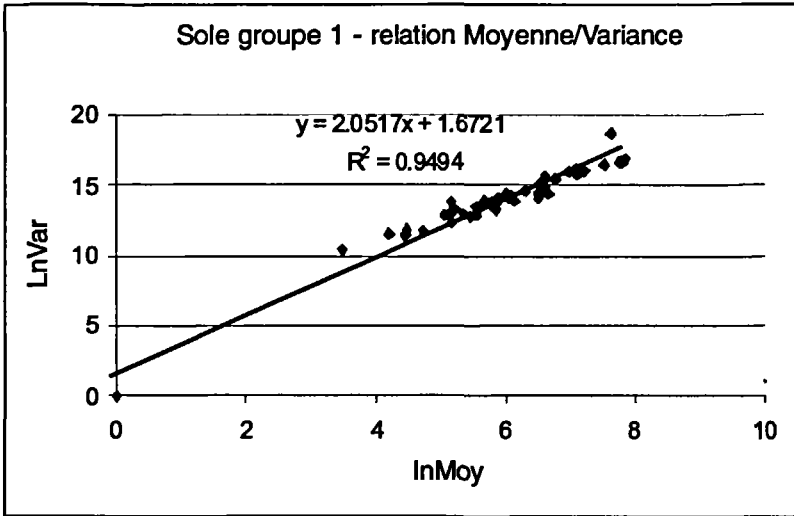
Une étude préalable de répartition des distributions est réalisée afin de connaître la loi suivie par les données ainsi regroupées en secteur. Par secteur et par an, la moyenne des densités de soles et de plies (μ) ainsi que leur variance (V) ont été calculées sur l'ensemble des traits de chalut ($n \geq 10$). La relation entre le logarithme de la moyenne $\ln(\mu)$ et le logarithme de la variance $\ln(V)$ est étudié par régression linéaire. Ces régressions sont représentées sur la figure 8 pour les données concernant la sole et la figure 9 pour celles concernant la plie. On obtient une relation de type :

$$\ln V = \alpha \ln \mu + \beta$$

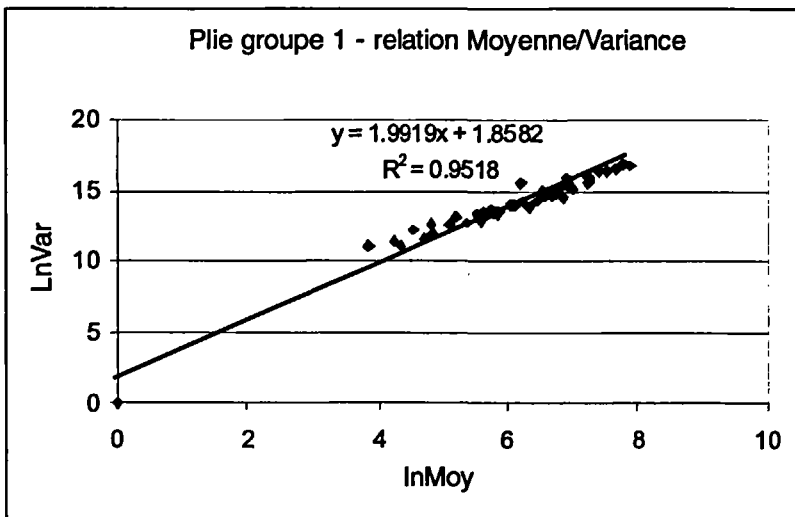
Ces deux relations sont hautement significatives, avec un r semblable de 0,95, et des pentes α proches de 2 (2,05 pour la sole et 1,99 pour la plie). La relation qui lie la moyenne et la variance est donc de type :

$$V = \beta \mu^\alpha \quad \text{avec } \alpha \text{ proche de } 2$$

La relation $V = \beta \mu^2$ est celle que l'on trouve dans la famille de distribution des lois Gamma. Afin de confirmer ce résultat, la distribution des données de densités agrégées est comparée à une distribution théorique Gamma dans le cadre d'un test du Chi² (module *Chisq.gof* sous le logiciel S-Plus). À l'issue de ce test, il n'a pas été possible de rejeter l'hypothèse de conformité de notre distribution à celle d'une loi Gamma.



■ Figure 8
Distribution densités de sole groupe 1 par strate de secteur et d'année.
Relation Moyenne - Variance



■ Figure 9
Distribution densités de plie groupe 1 par strate de secteur et d'année.
Relation Moyenne - Variance.

Construction du modèle

Un modèle linéaire généralisé (GLM) est construit afin de calculer un indice annuel d'abondance de sole et de plie à l'échelle de la Manche Est. Pour ce faire, quatre sites sur lesquels on dispose de données pour un nombre d'années suffisant sont sélectionnés, c'est-à-dire : Solent, South Downs, baie de Rye et SudEst. Une matrice de données regroupe ces quatre sites sur douze ans (1982 et entre 1987 et 1997), années où ont été échantillonnés en même temps les quatre sites et où étaient disponibles des indices d'abondance par analyses de cohortes des groupes de travail du CIEM (depuis 1982, Anonyme, 1998 a). Ce tableau regroupe les densités agrégées de sole et de plie pour ces quatre secteurs et pour ces douze années.

Avant de construire le modèle, la significativité des deux variables « secteur » et « année » est testée par analyse de variance sur les densités en sole et en plie transformées selon la formule :

$$y = \log(x + 1) \quad \text{avec } x = \text{densité en sole ou en plie,} \\ y = \text{densité transformée}$$

D'après le tableau 4, pour les deux espèces, les effets des variables « secteur » et « année » sont significatifs. Par conséquent, un modèle linéaire généralisé, basé sur ces deux effets, a été ajusté aux densités non transformées de chacune des espèces (loi Gamma et fonction de lien inverse). Le modèle linéaire peut-être formulé de la façon suivante :

$$1/Y_{S,A} = E_S + E_A + \text{const.}$$

avec $Y_{S,A}$ = densité de l'espèce considérée,
 E_S = Effet du secteur,
 E_A = Effet de l'année
const. = constante

Les pourcentages de déviance expliquée par les deux modèles sont semblables : 41 % (tableau 5). Les résultats sont représentés graphiquement sur les figures 10 et 11.

On peut extraire alors de ce modèle un indice annuel d'abondance de pré-recrues en Manche Est qui ne tient pas compte des fluctuations entre sites de nourricerie, c'est-à-dire dépondéré des effets « secteur ». Par la suite, cet indice est comparé aux résultats des indices d'abondance calculés par analyses de cohortes (Virtual population analysis) lors des groupes de travail du CIEM pour les stocks de

	Sole groupe 1	Plie groupe 1
Effet année	S	S
Effet secteur	S	S

Tableau 4
Résultats des analyses de variance,
S = significatif, NS = non significatif.

	Déviance totale	Déviance résiduelle	% de déviance expliqué par le modèle
GLM Sole groupe 1	61.55775	36.21535	41
GLM Plie groupe 1	65.79732	38.98173	41

Tableau 5
Déviance expliquée par le modèle linéaire généralisé
pour la sole et la plie.

Manche Est (VIIId), de Mer du Nord (IV) et de Manche Ouest (VIIe) (Anonyme, 1998a et 1998b). Les résultats des régressions VPA / GLM pour les deux espèces étudiées sont exprimés dans le tableau 6.

Le coefficient de la régression VPA / GLM pour la sole de groupe 1 en Manche Est est significatif et atteint 51 % (fig. 12). Par contre, cet indice n'est pas significativement corrélé avec les résultats des VPA des stocks voisins (Manche Ouest et Mer du Nord).

Quant à la plie, l'indice obtenu par GLM ne semble pas suivre les fluctuations d'abondance du stock correspondant, la corrélation avec les résultats VPA n'étant pas significative.

	Manche-Est	Manche-Ouest	Mer du Nord
Sole G 1	51 %	NS	NS
Plie G 1	NS	-	-

Tableau 6
Coefficient de détermination r^2 de la régression
(en gras les r^2 significatifs) entre l'indice obtenu par VPA
et celui obtenu par GLM pour la Manche Est.

Discussion

La base de données, constituée pour l'étude, comprend 4 000 traits de chalut répartis tout au long du littoral de Manche Est. Une analyse graphique pluriannuelle des fluctuations d'abondance en juvéniles de ces nombreux sites a montré que ces variations ne sont pas synchrones entre les différentes zones côtières de Manche Est.

Cette démarche rejoint les études récentes de divers auteurs, dont Desaunay *et al.* (1985), Riou (1994) et Morin *et al.* (1998), qui remarquent une forte variabilité interannuelle d'abondance des juvéniles sur les nourriceries, et s'interrogent sur les effets de cette variabilité sur l'évaluation d'indices de recrutement pertinents. Cette variation d'abondance est souvent liée à des phénomènes climatiques agissant sur la dérive des larves entre les zones de

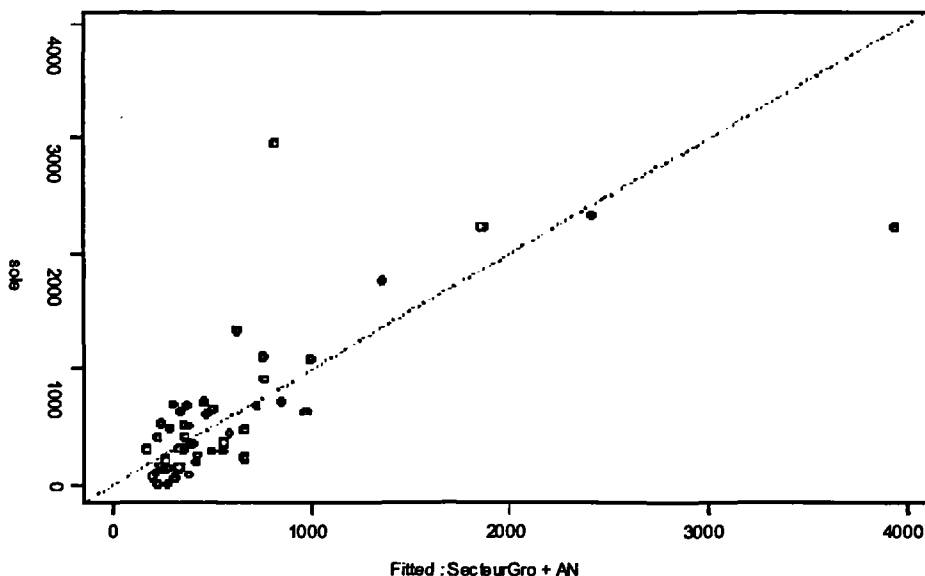
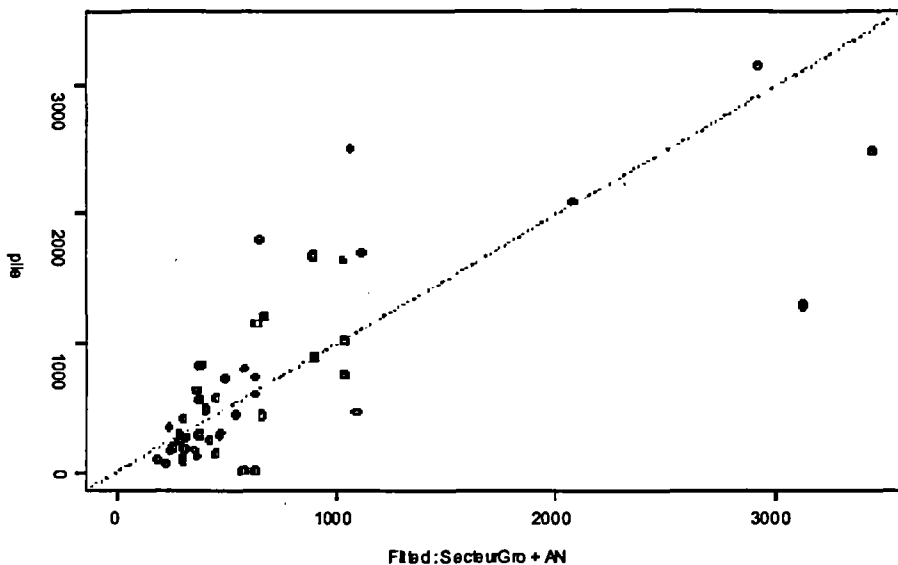
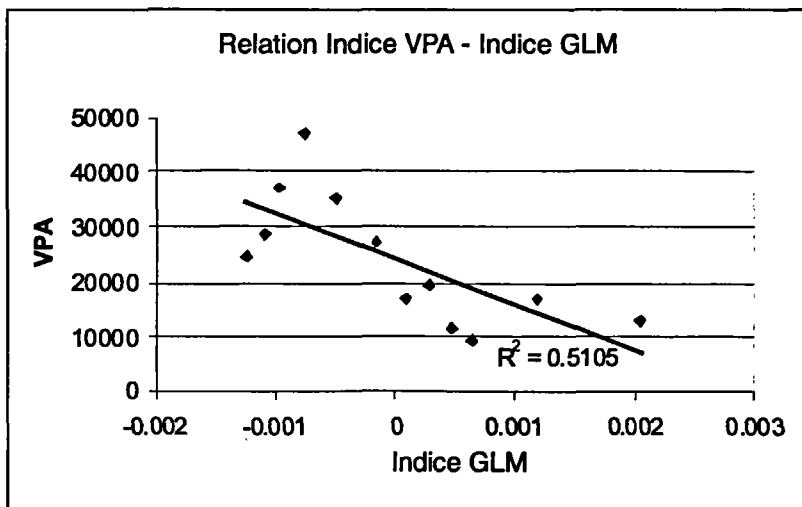


Figure 10
Ajustement du modèle linéaire généralisé par rapport
aux données brutes de soles.



■ Figure 11
Ajustement du modèle linéaire généralisé
par rapport aux données brutes de plies.



■ Figure 12
Distribution densités de plie groupe 1 par strate de secteur
et d'année. Relation Moyenne - Variance.

frayères et les zones de nourricerie (Symonds et Rogers, 1995; Jenkins *et al.*, 1997; Philippart *et al.*, 1998).

Des analyses multivariées ont permis de subdiviser le littoral de Manche Est en huit façades pouvant être considérées comme des nourriceries homogènes. Au sein de chacun de ces secteurs, les variations d'abondance de juvéniles de sole et de plie sont synchrones. Par contre entre ces secteurs, les fluctuations d'abondance sont asynchrones. Rijnsdorp *et al.* (1992) ont également étudié les variations d'abondance des juvéniles, dans un système formé de plusieurs nourriceries. Ils ont mis en évidence que des nourriceries proches (distantes de 100 km) peuvent présenter des variations asynchrones et que l'orientation des côtes semble très importante dans les similitudes de fluctuations d'abondance de juvéniles entre les différentes nourriceries.

Il restait à tester l'intérêt de prendre en compte toutes les nourriceries alimentant potentiellement un même stock afin d'estimer un indice annuel de pré-recrues pour un bassin entier. Pour cela, un modèle linéaire généralisé (GLM) a permis le calcul d'indices d'abondance (Gascuel *et al.*, 1997) pour les pré-recrues de soles et de plies.

Seuls quatre sites ont pu être pris en compte pour le calcul de ces indices : le Solent, le South Downs, la baie de Rye et le littoral picard, intitulé « SudEst » dans l'étude. Ces estimations auraient pu être améliorées, à l'échelle de la Manche Est, si des données suffisantes avaient été disponibles en baie de Seine, c'est-à-dire sur l'estuaire de Seine et la Baie des Veys. En effet d'après les travaux de Morin *et al.* (1998) menés depuis 1995 en estuaire de Seine, les pré-recrues de ce secteur, qui constitue une zone de nourricerie, peuvent contribuer significativement au recrutement global du stock de Manche Est.

Les deux indices calculés donnent des indications supplémentaires sur l'identité biogéographique des stocks de sole et de plie présents en Manche Est et sur leur niveau de relation avec les mers voisines. En ce qui concerne la sole, l'indice est corrélé significativement (51 % de r_1) aux abondances calculées par analyses de cohortes des groupes de travail du CIEM, pour la division 7D. Ce résultat confirme les hypothèses avancées par Anonyme (1993) sur la présence d'un stock de sole fortement résident en Manche Est, et relativement indépendant des stocks voisins. Pour la plie, le constat est différent, l'indice obtenu n'étant pas corrélé significativement avec les résultats des VPA de ces

groupes de travail. Ce résultat concorde avec les estimations déjà disponibles (Anonyme, 1993) sur le stock de plie de Manche Est dont les relations très fortes avec celui de la Mer du Nord ont été mises en évidence, notamment par marquage électronique.

En ce qui concerne la sole, la méthode ainsi développée permet d'améliorer significativement la précision de l'estimation de l'indice d'abondance de pré-recrues par rapport à la méthode utilisée actuellement dans les groupes de travail du CIEM (Anonyme, 1998 a). En effet, lors de ces groupes, un indice de sole par groupe d'âge est calculé pour chacune des campagnes scientifiques de chalutage de Manche Est. Pour chaque indice, une estimation est réalisée par extrapolation des résultats d'une régression multiple dont la variable-réponse est l'indice d'abondance annuel obtenu par VPA et les descripteurs des indices de pré-recrues de soles pour chacune des campagnes côtières. Ces modèles régressifs permettent d'atteindre 40 % de r_2 pour la sole en Manche Est.

La méthode exposée, dont les résultats sont significativement supérieurs en termes d'ajustement, permet d'estimer un indice global obtenu à partir de secteurs homogènes et non plus à partir d'indices de campagnes susceptibles d'échantillonner et de regrouper des secteurs au sein desquels les fluctuations d'abondance sont asynchrones. Elle permet également d'obtenir un indice annuel synthétique dépondéré des effets secteurs, et non un indice obtenu par effet additif des différentes campagnes à la mer. Cette méthode est bien entendu applicable à d'autres stocks et à d'autres espèces.

Remerciements

Contribuant à un contrat européen DGXIV (97/0030), cette étude est cofinancée par l'Agence de l'eau Seine Normandie ainsi que par la région Basse Normandie.

Nous tenons à remercier Stéphanie Mahevas, du laboratoire MAERHA de Ifremer Nantes, et Philippe Gros, du laboratoire DEL-AO de Ifremer Brest pour leur soutien statistique.

Nous tenons également à remercier Marie-Laure Cochard du laboratoire DRV-RH de la station Ifremer de Port-en-Bessin pour sa participation à la saisie des données.

Bibliographie

- ANONYME, 1993 —
Identification biogéographique
des principaux stocks exploités
en Manche, relations avec ceux
des régions voisines. *Rapp. Int.
Ifremer*, RI DRV 93-028, 256 p.
- ANONYME, 1998a —
Report of the Working Group
on the Assessment of Demersal
Stocks in the North Sea
and Skagerrak.
ICES CM 1999/ACFM : 8, 676 p.
- ANONYME, 1998b —
Report of the Working Group
on the Assessment of Southern Shelf
Demersal Stocks. ICES CM
1999/ACFM : 4, 692 p.
- BEILLOIS P., DESAUNAY Y., DOREL D.,
LEMOINE M., 1979 —
Nurseries littorales de la baie du
Mont St Michel et du Cotentin Est.
Rapp. ISTPM, 115 p.
- BYRNE C.J.,
Forrester J.R.S., 1991 a —
Relative fishing power of NOAA
R/Vs Alabatos IV and Delaware II.
NEFC SAW/12/PI/5, 7 p.
- BYRNE C.J.,
FORRESTER J.R.S., 1991 b —
Relative fishing power of two types of
trawl doors. NEFC SAW/12/PI/6, 6 p.
- CREUTZBERG F., DUINEVELD G.C.A.,
VAN NOORT G.J., 1987 —
The effect of different numbers of
tickler chains on beam-trawl catches.
J. Cons. CIEM, 43, 10 p.
- DESAUNAY Y., DOREL D., GUEREAULT D.,
BEILLOIS P., DURAND J.L., 1985 —
Variation des prérecrues de soles sur
les nourriceries du nord du golfe
de Gascogne de 1979 à 1984. *ICES
CM 1985/G* : 42, 17 p
- DOREL D., BEILLOIS P., DESAUNAY Y.,
GUEREAULT D., 1985 —
Evaluation expérimentale
des composantes de la capturabilité
d'un chalut à perche échantillonneur
utilisé pour l'estimation d'abondance.
ICES CM 1985/G : 40, 12 p.
- DOREL D., KOUTSIKOPOULOS C.,
DESAUNAY Y., MARCHAND J., 1991 —
Seasonal distribution of young sole
(*Solea solea* (L.)) in the nursery
ground of the Bay of Vilaine
(Northern Bay of Biscay). *Net. J. Sea
Res.*, 27 (3-4), 10 p.
- DUVAL P., 1982 —
Étude des nurseries littorales
de l'estuaire de la Seine.
*Groupement régional des pêches
et cultures marines de base
Normandie*, 108 p + annexes.
- ESCOFIER B., PAGES J., 1984 —
Multiple Factor Analysis (AFMULT
package). *Comput. Stat. Data Anal.*,
18, 20 p.
- GASCUEL D., DOMAIN F.,
CHAVANCE P., 1997 —
L'exploitation de la communauté
à sciaenidés de Guinée : un premier
diagnostic sur l'état des stocks,
par modélisation linéaire
des abondances. *Troisième Forum
Halieumétrique*, 6 p.
- GAVARIS S., BRODIE W.B., 1984 —
Results of comparative fishing
between the A.T. Cameron
and the Wilfred Templeman during
July-August 1983. *Canadian Atlantic
Fisheries Scientific Advisory
Committee*, 15 p.
- HALGAND D., ARZUL G., COCHARD M.L.,
ERARD-LE-DENN E., HUET J.,
LE CLAIRE J., QUINIOU F., 1998 —
Surveillance écologique et
halieutique de l'environnement marin
du site de la centrale de Penly
(Manche Est). *Rapp. Int. Ifremer*,
RI DRV 99-06, 74 p.

- HANSON J.M., 1996 —
Seasonal distribution of juvenile Atlantic cod in the southern gulf of St Lawrence. *Journal of Fish Biology*, 49 (6), 15 p.
- JENKINS G.P., BLACK K.P., WHEATLEY M.J., HATTON D.N., 1997 —
Temporal and spatial variability in recruitment of a temperate, seagrass associated fish is largely delimited by physical processes in the pre- and post settlement phases. *Marine Ecology Progress Series*, 148 (1-3), 13 p.
- KUIPERS B., 1975 —
On the efficiency of a two meter beam trawl for juvenile plaice (*Pleuronectes platessa*). *Net. J. Sea Res.*, 9, (1), 13 p.
- LARSONNEUR C., BOUYASSE P., AUFFRET J.P., 1982 —
The superficial sediments of the English Channel and its western approaches. *Sedimentology*, 29 (6), 14 p.
- MESNIL B., 1983 —
Indices d'abondance des juvéniles de poissons plats devant les côtes françaises de Manche Est et de Mer du Nord. *ICES CM 1983/G* : 55, 15 p.
- MILLNER R.S., WHITING C.L., 1990 —
Distribution and abundance of juvenile sole and plaice in the eastern english Channel from young fish surveys. *ICES CM 1990/G* : 38, 13 p.
- MORIN J., RIOU P., BESSINETON C., VEDIEU C., SIMON S., LEMOINE M., LE PAPE O., 1998 —
Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Synthèse des connaissances. Convention d'aide à la recherche n° 96/1212618BMF avec la Préfecture de Région de Haute-Normandie et le Port Autonome du Havre. Rapport final, 74 p + 2 volumes annexes : annexe I, 198 p et annexe II, 90 p.
- PHILIPPART C.J.M., HENDERSON P.A., JOHANNESSEN T., RIJNSDORP A.D., ROGERS S.I., 1998 —
Latitudinal variation in fish recruits in Northwest Europe. *Net. J. Sea Res.*, 39, 9 p.
- PORCH C.E., 1995 —
A numerical evaluation of GLM methods for estimating indices of abundance from west atlantic small bluefin tuna catch per trip data when the data are aggregated to minimize zero catches, *ICCAT collective volume of scientific papers*, 44, (2) 5 p.
- PORCH C.E., SCOTT G.P., 1994 —
A numerical evaluation of GLM methods for estimating indices of abundance from west atlantic bluefin tuna catch per trip data when a high proportion of the trips are unsuccessful, *ICCAT collective volume of scientific papers*, 4 (1), 6 p.
- RIJNSDORP A.D., VAN BEEK F.A., FLATMAN S., MILLNER R. M., RILEY J.D., GIRET M., DE CLERCK R., 1992 —
Recruitment of sole stocks, *Solea solea* (L.), in the northeast atlantic. *Net. J. Sea Res.*, 29 (1-3), 20 p.
- RILEY J.D., SYMONDS D.J., WOOLNER L., 1981 —
On the factors influencing the distribution of 0-group demersal fish in coastal waters. *Rapport P.V. CIEM*, 178, 6 p.
- RIOU P., 1994 —
Analyse descriptive et dynamique de onze années d'échantillonnage halieutique en baie de Somme. Caractérisation d'une nourricerie côtière. Rapport de DESS Informatique appliqué aux Sciences de la Vie. Ifremer DRV RH Port en Bessin, 68 p.

SCHULZ N., 1984 —
First results of intercalibration
of young fish trawls
used in the Baltic Sea
by GDR and Poland. *ICES CM*
1984/J : 6, 9 p.

SYMONDS D.J., ROGERS S.I., 1995 —
The influence of spawning and
nursery grounds on the distribution of
sole *Solea solea* (L.) in the Irish sea,
Bristol channel adjacent areas. *J. Exp.*
Mar. Biol. Ecol., 190 (2), 19 p.

Estimation de l'importance des stocks locaux en Manche, et conséquences pour la gestion

Application du modèle In/Out à sept espèces

Clara Ulrich
Biologiste

Didier Gascuel
Écologue

Robert Bellail
Biologiste

Introduction

Un stock est défini comme étant la fraction d'une population biologique qui peut être exploitée. À la différence de la population, qui représente une unité génétique, le stock représente une unité délimitée pour les besoins de la gestion (Laurec et Le Guen, 1981). On considère souvent que les limites du stock sont les mêmes que celles de la population, et on émet l'hypothèse de son homogénéité afin de l'évaluer et le gérer de manière globale, sur l'ensemble de son aire de répartition. Cependant, à plus petite échelle, tout stock peut être potentiellement fractionnable en différentes sous-unités géographiques et/ou biologiques, plus ou moins importantes et indépendantes. La non prise en compte de ces sous-stocks locaux peut conduire à des biais dans les résultats de l'évaluation (Waldman et Fabrizio, 1994), aux conséquences parfois irréversibles (Selgeby, 1982; Cury et Anneville, 1997).

Dans le cadre d'un projet européen de modélisation bioéconomique des pêcheries de la Manche, on cherche à estimer des courbes de productions locales (*i.e.* Production Manche vs. effort Manche) de nombreux stocks. Or certains d'entre eux sont évalués par les groupes de travail du CIEM à une échelle spatiale beaucoup plus large. Les captures faites en Manche sont regroupées avec les captures effectuées dans les mers adjacentes. Dans ces cas-là, l'effort développé en Manche ne représente souvent qu'une faible part de l'effort total appliqué au stock. Un changement de cet effort n'a alors pas toujours d'influence significative sur le stock dans son ensemble, et la gestion de l'effort doit être appréhendée à l'échelle de l'ensemble de l'aire de répartition du stock. En revanche, dans l'hypothèse inverse d'un stock unique autochtone à la Manche, le stock a une répartition spatiale de même échelle que l'effort étudié. Ainsi un changement de cet effort Manche peut avoir un impact significatif sur le niveau d'abondance du stock. Bien souvent, la réalité se situe sans doute entre ces deux extrêmes.

La méthode présentée ici, basée sur l'analyse des cohortes, permet d'estimer des fonctions de production dans une zone d'intérêt donnée appartenant à la zone plus vaste sur laquelle est réalisée l'évaluation, à partir de données de captures par âge et par zone. Elle s'appuie sur l'hypothèse fondamentale de la co-occurrence de deux stocks indépendants au sein de la zone étudiée. Cette méthode est appliquée pour plusieurs stocks de la Manche évalués par la CIEM. Les résultats sont présentés et discutés.

Formalisation du modèle In/Out

Séparation des captures

Soit un stock actuellement évalué sur une certaine aire de répartition, divisée en deux zones, *A* et *B*. *A* représente la zone à étudier, et *B* représente le reste de l'aire de répartition du stock.

Au sein de cette aire totale ($A+B$), on considère que les poissons sont séparés en deux sous-stocks : un sous-stock global (I), présent

à la fois en zone *A* et en zone *B*, et un sous-stock local (2), qui n'existe que dans *A*. Les captures réalisées dans la zone d'étude *A* sont donc la résultante de deux composantes indépendantes : une fraction β provenant du stock local (composante *In*), et une fraction $(1-\beta)$, provenant du stock global (composante *Out*)¹ (fig. 1).

À la différence d'un modèle en boîte qui utilise des taux de migration entre les zones (Quinn *et al.*, 1990; Fahrig, 1993; Maury *et al.*, 1997), on considère ici que les stocks 1 et 2 sont complètement indépendants l'un de l'autre. β ne représente pas une limite géographique variable entre les deux stocks (Punt *et al.*, 1995), mais uni-

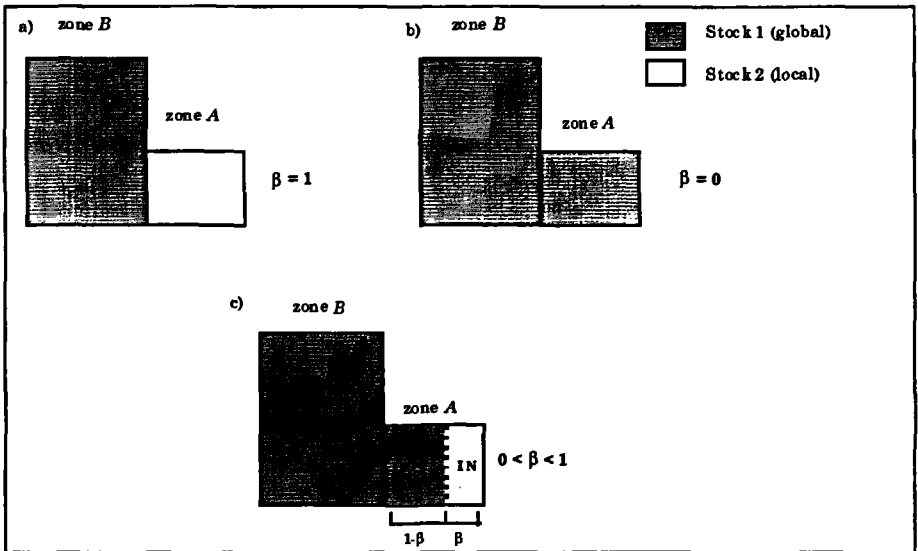


Figure 1

Origine des captures dans trois cas de figure différents :

- toutes les captures faites en *A* proviennent du stock local ;
- il n'y a pas de stock local et toutes les captures proviennent du stock global ;
- le stock local et le stock global coexistent au sein de la zone *A* et les captures proviennent des deux stocks.

¹ La notation initiale utilisée lors des deux communications scientifiques faites sur cette méthode utilisait le coefficient complémentaire α , équivalent à $1-\beta$, et représentant la fraction *Out* des captures.

quement la probabilité pour un poisson capturé dans la zone A d'appartenir au stock 2.

Les captures par zone s'expriment dès lors comme suit :

$$\begin{cases} C_{A,t} = C_{1A,t} + C_{2,t} \\ C_{B,t} = C_{1B,t} \end{cases}$$

et les captures en zone A :

$$\begin{cases} C_{2,t} = \beta \cdot C_{A,t} \\ C_{1A,t} = (1 - \beta) \cdot C_{A,t} \end{cases}$$

avec $C_{A,t}$ et $C_{B,t}$, le nombre de poissons capturés dans les zones A et B respectivement au temps t , et $C_{1A,t}$, $C_{1B,t}$ et $C_{2,t}$ le nombre de poissons du stock 1 capturés dans les zones A et B, et du stock 2 capturés en zone A respectivement au temps t .

Les captures totales du stock global sont alors égales à

$$C_{1,t} = C_{1A,t} + C_{B,t}$$

Évaluation des deux stocks

Les captures de chaque zone étant connues par les statistiques de pêche, on en déduit donc, pour un coefficient β donné, les captures relatives à chaque stock. Les effectifs et mortalités par pêche, par âge et par année (pour chaque cohorte), sont dès lors estimés par l'équation de survie et l'équation des captures de l'analyse des cohortes, soit :

$$\begin{cases} N_{1,t+1} = N_{1,t} \cdot e^{-(F_{1A,t} + F_{1B,t} + M_{1,t})} \\ N_{2,t+1} = N_{2,t} \cdot e^{-(F_{2,t} + M_{2,t})} \\ C_{1,t} = N_{1,t} \frac{F_{1,t}}{F_{1,t} + M_{1,t}} \cdot (1 - e^{-(F_{1,t} + M_{1,t})}) \\ C_{2,t} = N_{2,t} \frac{F_{2,t}}{F_{2,t} + M_{2,t}} \cdot (1 - e^{-(F_{2,t} + M_{2,t})}) \end{cases}$$

Les mortalités partielles du stock global dans chaque zone sont calculées au prorata des captures :

$$\begin{cases} F_{1A,t} = F_{1,t} \frac{C_{1A,t}}{C_{1,t}} \\ F_{1B,t} = F_{1,t} \frac{C_{1B,t}}{C_{1,t}} \end{cases}$$

avec $N_{1,t}$ et $N_{2,t}$ le nombre de poissons des stocks 1 et 2 à l'âge t ; $F_{1A,t}$, $F_{1B,t}$ et $F_{2,t}$ la mortalité par pêche correspondant à l'effort dans la zone A et B pour le stock 1, et en zone A pour le stock 2 respectivement, et $F_{1,t}$ la mortalité par pêche totale pour le stock 1. En l'absence d'information extérieure, les coefficients de mortalité naturelle $M_{1,t}$ et $M_{2,t}$ sont considérés comme constants, en reprenant les valeurs usuelles utilisées par les groupes de travail du CIEM.

En fixant β ($0 \geq \beta \geq 1$), on peut donc calculer l'ensemble des captures, effectifs et coefficients de mortalité pour les différents stocks, et déterminer ensuite les fonctions de production correspondantes, et donc la sensibilité du modèle au choix de β . On explore ainsi l'éventail des diagnostics possibles entre deux cas extrêmes :

- si $\beta = 0$, alors $C_{2,t} = 0$ et $N_{2,t} = 0$. Le stock local n'existe pas, toutes les captures proviennent d'un seul et unique stock global homogène sur l'ensemble de l'aire de répartition. On se retrouve dans le cas des groupes de travail du CIEM, (sauf pour la sole et la plie).
- si $\beta = 1$, toutes les captures de la zone A proviennent du stock local, qui devrait alors être pris en compte de manière individuelle dans l'évaluation.

Fonctions de production

Les valeurs de mortalités et de recrutement ainsi obtenues peuvent être ensuite utilisées dans des modèles prédictifs à court et long terme de production et de rendement par recrue, par stock et par zone.

Pour chacun des deux stocks, le rendement par recrue et par zone est calculé par les équations du modèle de Thompson et Bell (1934), en utilisant les coefficients de mortalité naturelle et poids aux âges estimés par les groupes de travail du CIEM :

$$\left\{ \begin{aligned} (Y/R)_{1A} &= \sum_{i=1}^{T-1} \left(\left(\prod_{j=1}^{i-1} e^{-(F_{1,j} + M_{1,j})} \right) \frac{F_{1A,j} W_{A,j}}{F_{1,j} + M_{1,j}} \left(1 - e^{-(F_{1,i} + M_{1,i})} \right) \right) + \left(\prod_{i=1}^{T-1} e^{-(F_{1,i} + M_{1,i})} \right) \frac{F_{1A,T} W_{A,T}}{F_{1,T} + M_{1,T}} \\ (Y/R)_2 &= \sum_{i=1}^{T-1} \left(\left(\prod_{j=1}^{i-1} e^{-(F_{2,j} + M_{2,j})} \right) \frac{F_{2,j} W_{A,j}}{F_{2,j} + M_{2,j}} \left(1 - e^{-(F_{2,i} + M_{2,i})} \right) \right) + \left(\prod_{i=1}^{T-1} e^{-(F_{2,i} + M_{2,i})} \right) \frac{F_{2,T} W_{A,T}}{F_{2,T} + M_{2,T}} \end{aligned} \right.$$

avec T , l'âge du groupe terminal, F_a et M_a les coefficients de mortalité par pêche et mortalité naturelle respectivement à l'âge a , et W_a le poids moyen individuel à l'âge a dans les captures.

Dans la zone étudiée A , la production à l'équilibre est la somme de la production dans cette zone des deux stocks, alors que le rendement par recrue est une moyenne pondérée de la valeur du rendement par recrue pour chacun des stocks, comme dans le cas d'une approche plurispécifique (Pikitch, 1987; Gribble et Dredge, 1994).

Ainsi en zone A on a :

$$Y_A = R_1.(Y/R)_{1A} + R_2.(Y/R)_2$$

et :

$$(Y/R)_A = \frac{Y_A}{(1-\beta)R_1 + \beta.R_2} = \frac{(Y/R)_{1A} + r.(Y/R)_2}{(1-\beta) + r.\beta}$$

avec R_1 et R_2 les recrutements des stocks 1 et 2 et $r = R_1/R_2$, variable selon β . La méthode est ici appliquée en estimant R_1 et R_2 par la moyenne géométrique du recrutement sur les années évaluées pour les stocks 1 et 2 respectivement (recalculées pour chaque valeur de β). Les valeurs de $F_{1A,t}$, $F_{1B,t}$ et $F_{2,t}$ utilisées sont égales à la moyenne sur les 3 dernières années d'étude, convention de calcul semblable à celle utilisée par le CIEM.

Un multiplicateur de mortalité par pêche (équivalent à un multiplicateur d'effort car la capturabilité est considérée comme constante) mF est ensuite appliqué sur l'ensemble de la zone A , c'est-à-dire de manière égale sur les 2 composantes de la mortalité en A , $F_{IN}(=F_{2,t})$ et $F_{OUT}(=F_{1A,t})$. La mortalité totale appliquée au stock 1 est donc, $F_{1t} = (mF * F_{1A,t}) + F_{1B,t}$, $F_{1B,t}$ est considéré comme constant sur l'ensemble des simulations. La mortalité totale appliquée au stock 2 est $mF * F_{2,t}$. Le rendement à l'équilibre Y_A est calculé pour différentes valeurs de mF . La PUE à l'équilibre s'exprime comme suit :

$$U_A = \frac{Y_A}{mF}$$

I Détermination de β

Le principal problème de cette méthode est de déterminer β . Plusieurs possibilités existent.

- *Méthode morphométrique* : la problématique des mélanges de différents stocks de la même espèce au sein des captures d'une même pêcherie a déjà été étudiée par plusieurs auteurs. Ainsi Pella et Robertson (1979), Fournier *et al.* (1984) ou Hanson (1995) utilisent des caractéristiques morphométriques et des distributions de fréquence de taille, déterminées individuellement sur les stocks isolés, pour discriminer la part des captures provenant de chaque stock dans la zone de miction. Mais ces méthodes ne sont utilisables que dans la mesure où chaque stock a déjà été identifié et échantillonné par ailleurs. Dans le cas présent, on teste l'hypothèse théorique de l'existence d'un stock local, sans information extérieure à son propos. Ces méthodes ne peuvent donc être utilisées ici.

- *Méthode empirique* : β peut-être déterminé, ou tout au moins approché, en confrontant les différentes sources d'information biologique existant par ailleurs : migrations, études génétiques, nurseries. Ce tour d'horizon bibliographique permet d'avoir une idée qualitative de l'ordre de grandeur de β . Un ouvrage tel que l'identification biogéographique des stocks de Manche (Anon., 1993) est par exemple d'une très grande utilité pour avoir une idée *a priori* sur la valeur de β .

- *Méthode statistique* : on propose ici une méthode d'estimation de β s'appuyant sur un couplage avec un modèle global. Celui-ci permet d'estimer les PUE à l'équilibre à partir des données de captures et d'effort dans la zone A pour une flottille de référence. Ces PUE estimées sont comparées avec les PUE prédites par le modèle In/Out pour différentes valeurs de β .

La comparaison des PUE n'est possible que si la mesure de l'effort est équivalente dans les deux méthodes (modèle global et modèle In/Out). On cherche ainsi à exprimer les PUE observées en fonction d'un multiplicateur d'effort mf calculé sur la moyenne des années de référence 1993-95, de manière à ce que :

$$mf_{93-95,obs} = mF_{93-95,in_out} = 1$$

Pour ce faire, on calcule d'abord un effort théorique annuel à partir des PUE annuelles réelles de la flottille de référence, notées $U_{ref,n}$. Cet effort théorique annuel est calculé par rapport à la moyenne des années de référence 1993-1995 :

$$f'_{93-95} = \frac{1}{3} \sum_{i=93}^{95} Y_i / U_{ref,i}$$

avec Y_i , les captures totales en Manche à l'année i .

On se ramène ensuite aux conditions d'équilibre, comme dans le cas des PUE estimées par la méthode In/Out, en utilisant la méthode de pseudo-équilibre de Fox (1975). Ceci conduit alors à une série de multiplicateurs d'effort noté mf_n . Les captures de l'année n sont donc exprimées ainsi : $Y_n = q'_n mf_n U_{ref,n}$, avec q'_n le coefficient de capturabilité à l'année n . Ainsi, si on pose $mf_{93-95} = 1$, et si la capturabilité est constante au cours du temps, alors : $mf_n = (Y_n / U_{ref,n}) / f'_{93-95, Fox}$, avec $f'_{93-95, Fox}$ l'effort théorique moyen à l'équilibre sur les années de référence : les deux mesures de l'effort utilisées dans les deux méthodes sont alors équivalentes. Les PUE théoriques observées sont calculées de la manière suivante :

$$U'_n = Y_n / mf_n$$

Les paramètres du modèle global sont calculés pour les trois formes $U' = (a + b.mf)^{1/(m-1)}$ (Pella et Tomlinson, 1969); $U' = a + b.mf$ (Scheafer, 1954); $U' = a.e^{b.mf}$ (Fox, 1970).

La valeur de β estimée, β^* est celle pour laquelle les valeurs des PUE prédites par le modèle In/Out sont les plus proches des valeurs des PUE estimées par le modèle global.

Application de la méthode aux stocks de la Manche

Le modèle In/Out a été appliqué à 7 stocks présents en Manche (tableau 1), et évalués par les groupes de travail du CIEM soit au

niveau de la Manche (est ou ouest) (sole et plie), soit à échelle beaucoup plus large, et considérés comme homogènes sur une grande aire de répartition (morue et merlan). Parmi ces stocks, les études biologiques, génétiques et migratoires tendent à prouver que certains sont fortement indépendants en Manche et représentent réellement un stock à part (ex. sole et plie), certains viennent plutôt des stocks extérieurs dont l'aire de répartition s'étend sur une partie de la Manche mais également bien au-delà (ex morue Mer du Nord), et enfin certains sont encore mal connus et délimités, et l'hypothèse de l'existence d'un stock local en Manche n'a été ni vérifiée ni démentie (merlan Mer du Nord) (Anon., 1993). Toutes les données utilisées proviennent des rapports des groupes de travail du CIEM (Anon., 1997 a et b). La figure 2 indique le découpage géographique utilisé par le CIEM.

Pour chacun de ces stocks, le modèle In/Out est appliqué pour 5 valeurs de β ($\beta = 0$; $\beta = 0,2$; $\beta = 0,5$; $\beta = 0,8$; $\beta = 1$).

Les résultats de la méthode sont détaillés pour une espèce, la sole de Manche Est, puis présentés de manière plus synthétique pour les autres stocks.

Stock local	stock global	évaluation CIEM	captures Manche	captures ext.	captures totales	% Manche
sole VIId	sole IV	VIId	4 551	31 453	36 004	12,6
sole VIIe	sole VIIf, g	VIIe	721	1 030	1 751	41,2
plie VIId	plie IV	VIId	5 527	108 620	114 147	4,8
plie VIIe	plie VIIf, g	VIIe	1 197	1 069	2 266	52,8
merlan VIId	merlan IV, IIIa	IV-VIId	5 572	99 428	105 000	5,3
morue VIId	morue IV-IIIa	IIIa, IV, VIId	2 972	120 779	123 751	2,4
morue VIIe	morue VIIf-h	VIIe, f, g, h	675	8 968	9 643	7

I Tableau 1
Délimitation géographique
et niveau de capture moyen 93-95 (tonnes)
des stocks In/Out.

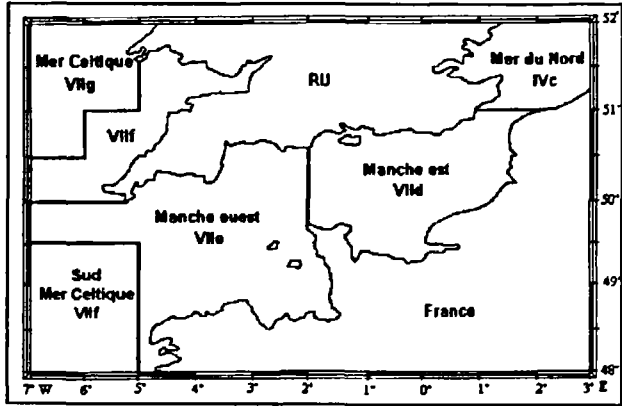


Figure 2
Carte de la Manche et des mers adjacentes.

Résultats détaillés de la méthode appliquée à la sole de Manche Est

Évaluation

À titre d'exemple, la méthode est appliquée à la sole de Manche Est (division VIId). Ce stock est actuellement évalué de manière séparée, même si des échanges migratoires existent entre la Manche Est et le sud de la Mer du Nord (zone IVc) (Anon., 1993). Il s'agit donc ici d'explorer la validité de l'hypothèse de séparation des stocks, entre la zone VIId et la zone IV, et ses conséquences, en terme de diagnostic sur le stock et de politique d'aménagement de l'effort en Manche Est sur cette espèce.

Les captures locales étant généralement faibles par rapport aux captures globales, le diagnostic sur le stock global n'est pas significativement affecté par l'hypothèse faite sur β (Ulrich *et al.*, 1998). On montre alors ici seulement des résultats concernant soit le stock local (stock 2) uniquement, soit la zone VIId dans son ensemble, c'est-à-dire avec les 2 composantes In et Out (fig. 3). De même, la

mortalité par pêche appliquée sur le stock local n'est pas dépendante de β , car les captures sont homothétiques quelque soit b . Le diagramme d'exploitation ne change donc pas, seule l'abondance totale du stock varie selon β .

On montre ainsi que l'estimation de l'importance du stock local est fortement dépendante de la valeur de β . Plus β est proche de 1, plus le recrutement local estimé est élevé. Et donc, plus l'effort développé en VIIId a un impact sur l'état du stock. L'hypothèse d'un unique stock global ($\beta = 0$) conduit à un scénario optimiste. Étant donné la faible proportion des captures Manche par rapport aux captures totales, augmenter l'effort de pêche sur cette zone augmenterait le rendement, sans mettre en danger la durabilité de la ressource. En raison des hypothèses d'homogénéité de la ressource sous-jacentes dans l'analyse des cohortes, la zone extérieure, sur laquelle l'effort a été considéré comme constant, fonctionne comme une source « réalimentant » en permanence la zone surpêchée, au détriment des rendements des navires pêchant à l'extérieur. Inversement, l'hypothèse d'un stock local unique présent en Manche Est ($\beta = 1$) conduit à un scénario pessimiste. Le stock est considéré comme étant pleinement exploité à surexploité, avec des captures décroissantes quand l'effort augmente. Deux hypothèses inverses conduisent donc à des diagnostics correspondants opposés en terme de gestion. Les valeurs intermédiaires de β conduisent à des diagnostics bornés entre ces deux scénarios.

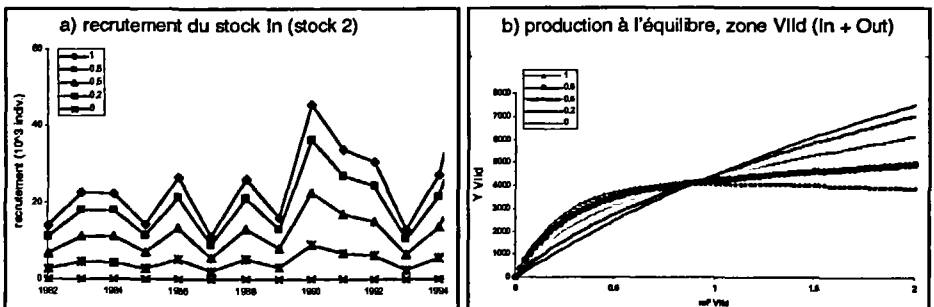


Figure 3
Résultats du modèle In/Out
appliqué à la sole de Manche Est.

Estimation de β

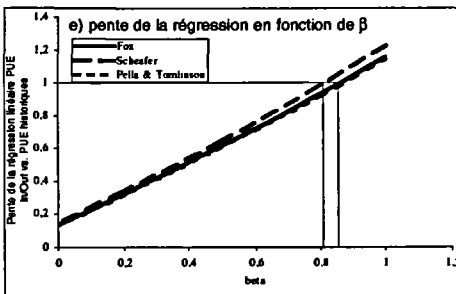
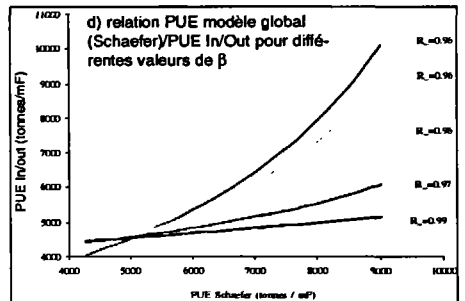
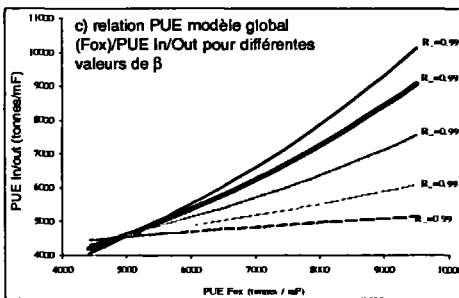
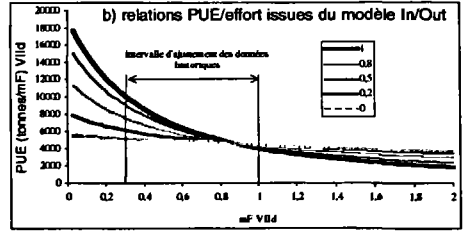
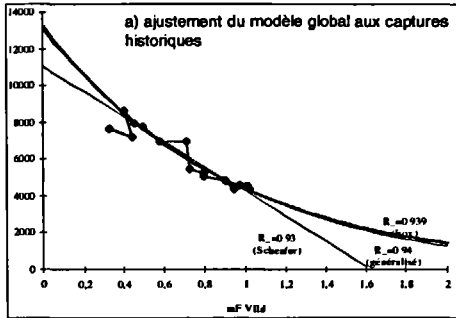
Les connaissances biologiques disponibles semblent indiquer l'existence d'un stock local en Manche orientale, donc une valeur de β proche de 1 : le stock de la Manche orientale est isolé des autres régions, bien que quelques adultes de la Mer du Nord pénètrent temporairement en Manche pendant l'hiver, et qu'une certaine fraction des juvéniles migre de la Manche orientale vers l'ouest ou vers le nord (Anon., 1993 ; Riou, 1999).

La méthode statistique permettant de comparer des PUE issues d'un modèle global avec les PUE estimées par la méthode In/Out a pu également être appliquée sur ce stock.

La flottille de référence utilisée pour ajuster le modèle global est la flottille des chalutiers à perche anglais de plus de 40 pieds (données Anon., 1997 b). Le modèle est ajusté sur les données de PUE de cette flottille en fonction d'un effort théorique Manche, après transformation par la méthode de Fox ($k = 5$). Les trois modèles de Fox, de Schaefer et de Pella et Tomlinson (modèle généralisé) s'ajustent de manière statistiquement significative ($R^2 \geq 0,93$) aux données de PUE observées. Les résultats des trois modèles sont gardés pour illustrer la sensibilité de l'analyse au choix du modèle global (fig. 4a). Néanmoins, l'ajustement du modèle généralisé de Pella et Tomlinson est presque confondu avec le modèle de Fox ($m = 1,102$). Les PUE à l'équilibre en Manche sont estimées d'après le modèle In/Out pour les différentes valeurs de β , et on les compare avec les PUE estimées par les deux modèles de production précédents. (fig. 4 b). Sur l'intervalle d'effort correspondant aux données historiques (de $mF = 0,3$ à $mF = 1$), on ajuste une droite à la relation entre les données prédites par le modèle In/Out et les données estimées par modèle global, avec le modèle de Fox (fig. 4c) et celui de Schaefer (fig. 4d). La pente de cette droite varie en fonction de β (fig. 4e).

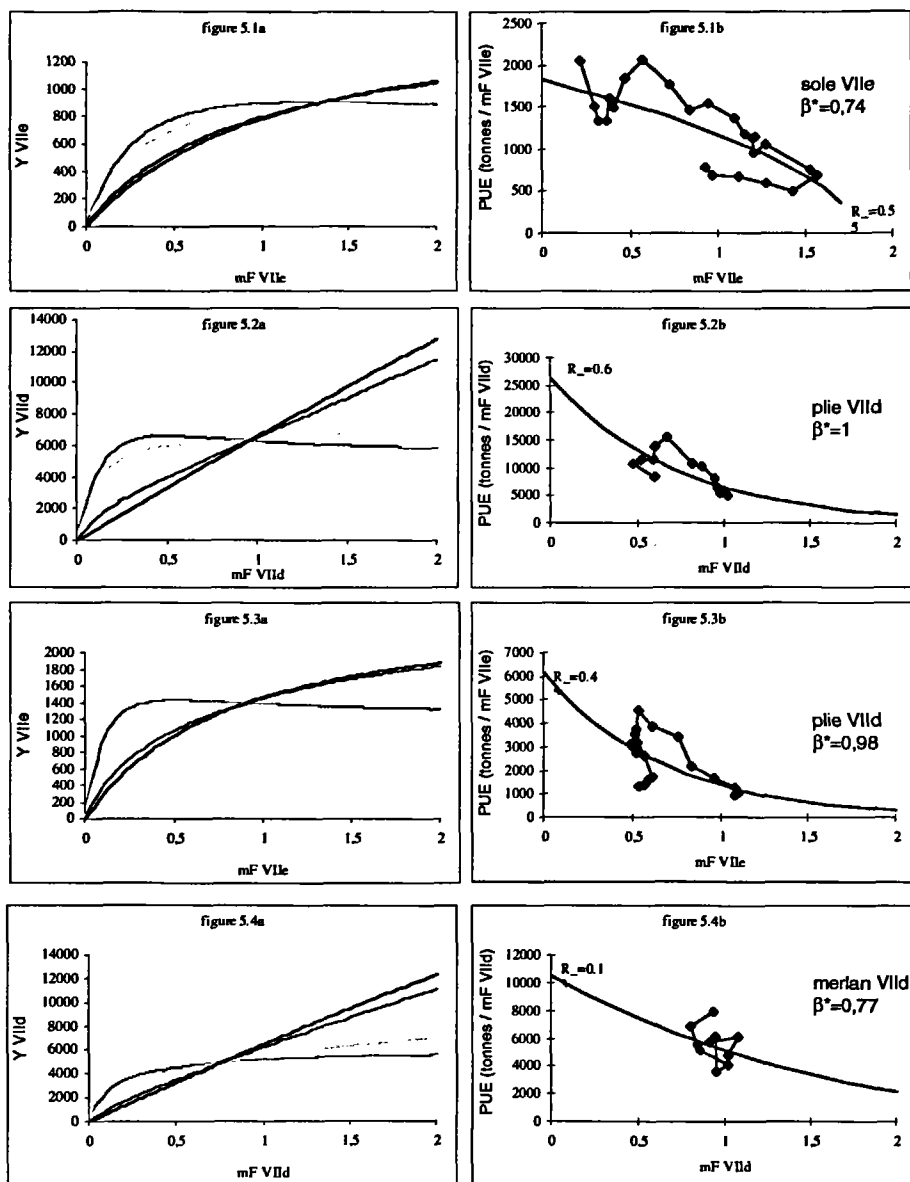
Quelle que soit la valeur de β , les PUE prédites par le modèle In/Out sont significativement corrélées aux valeurs d'équilibre du modèle global (R^2 de la régression linéaire entre 0,96 et 0,99).

La pente de la régression linéaire entre ces deux types de valeurs prédites est une fonction linéaire de β , permettant d'estimer β^* (fig. 4e). Il est à noter cependant que la linéarité du modèle de



Fox : $\beta^* = 0,86$
 Schaefer : $\beta^* = 0,81$
 Pella & Tomlinson : $\beta^* = 0,87$

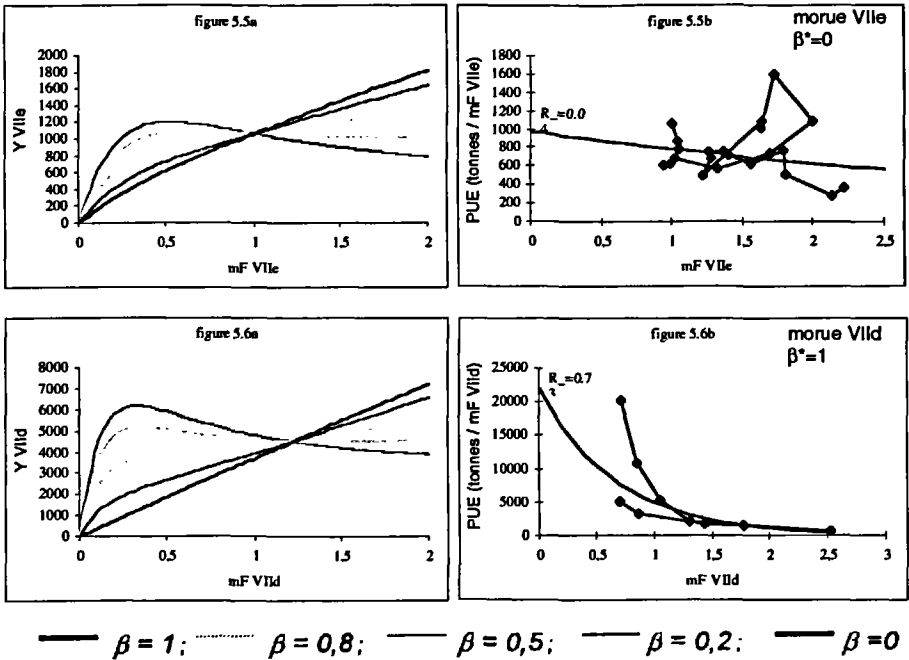
Figure 4
 Modèle In/Out.
 Application de la méthode d'estimation
 de β à la sole Vild.



— $\beta = 1$; $\beta = 0,8$; ——— $\beta = 0,5$; - - - $\beta = 0,2$; —·— $\beta = 0$

■ Figure 5

Application à 6 stocks de la Manche. Le modèle In/Out permet de déterminer les fonctions de production pour différentes valeurs de β (colonne de gauche), et l'ajustement d'un modèle global sur des données historiques de PUE (colonne de droite) permet une calibration de la méthode.



! Figure 5 (suite)

Application à 6 stocks de la Manche. Le modèle In/Out permet de déterminer les fonctions de production pour différentes valeurs de β (colonne de gauche), et l'ajustement d'un modèle global sur des données historiques de PUE (colonne de droite) permet une calibration de la méthode.

Stock	période d'ajustement	modèle global utilisé	R ² (modèle global)	β^*	β^* empirique	validité de β^*
sole VIIId	83-95	Pel. & Tom.	0,94	0,87	-0,9	***
sole VIIe	72-95	Pel & Tom.	0,55	0,74	-0,8	***
plie VIIId	83-95	Fox	0,6	1	-0,7	**
plie VIIe	77-95	Fox	0,45	0,98	-0,9	**
merlan VIIId	86-95	Pel. & Tom.	0,13	0,77	-0	0
morue VIIe	75-97	Fox	0,04	0	>0,5	0
morue VIIId	87-95	Fox	0,7	1	>0,5	*

! Tableau 2

Tableau récapitulatif des modèles globaux utilisés et des résultats obtenus pour 7 espèces présentes en Manche.

Schaefer implique une relation stock-recrutement qui est absente du raisonnement structural du rendement par recrue. C'est pourquoi on retrouve une relation non linéaire, bien que corrélée positivement, entre les PUE prédites par le modèle global et les PUE prédites par In/Out (fig. 4d). Cependant, sur l'intervalle d'ajustement figuré ici, les écarts entre cette relation non linéaire et sa régression linéaire ajustée sont faibles (< 10%). Nous avons alors conservé cette régression linéaire par souci d'homogénéité avec l'utilisation de la même méthode appliquée sur les PUE prédites à l'aide du modèle de Fox (fig. 4c).

On voit également que le modèle n'est pas sensible au choix du modèle global, les valeurs trouvées par les 3 méthodes sont proches.

Le fait de trouver un β^* supérieur à 0,8 corrobore les conclusions tirées des études biologiques. Il existe en Manche Est un stock local de soles, et seule une faible partie des animaux capturés dans cette zone provient du stock Mer du Nord. Il est donc justifié d'évaluer ce stock de manière indépendante comme c'est le cas à présent au CIEM.

Application aux autres stocks

La méthode est également appliquée sur les 6 autres stocks présents en Manche pour lesquels il est possible d'avoir les données requises : une matrice de captures par âge et par année dans la zone d'intérêt (VIIId ou VIIe); une matrice équivalente dans l'aire de répartition du stock global (Mer Celtique ou Mer du Nord), et les données de captures et d'effort de pêche en Manche pour une flotte de référence fiable. Pour chaque stock, on présente les résultats de la production à l'équilibre en Manche (In+Out) en fonction du multiplicateur mF , pour les différentes valeurs de β , ainsi que le modèle global retenu (fig. 5). Le tableau 2 récapitule les résultats obtenus. On indique également une valeur empirique de β , qui est en fait un ordre de grandeur issu des conclusions des études biologiques et des connaissances disponibles (Anon., 1993), afin de la confronter avec les résultats de la méthode.

Interprétation et discussion

Analyse et validité des résultats obtenus

Pour tous les stocks étudiés, la fonction de production obtenue par le modèle In/Out est largement dépendante de la valeur de β . L'hypothèse d'avoir ou non un stock local en Manche conduit ainsi à des diagnostics opposés. Dans l'hypothèse de l'existence d'un stock local (scénario pessimiste), tous les stocks sauf le merlan VIIId présentent un effort mF_{max} maximisant la production à l'équilibre. En dehors des deux stocks de soles, celui-ci est toujours inférieur au niveau d'effort actuel ($mF = 1$). L'hypothèse inverse (un seul stock global, β proche de 0), conduit toujours à une courbe de production croissante (scénario optimiste). L'écart entre les deux fonctions limites ($\beta = 1$ et $\beta = 0$) est d'autant plus grand que les captures faites en Manche représentent une faible part des captures totales.

Les valeurs intermédiaires de β conduisent à des diagnostics bornés entre ces deux scénarios pessimiste et optimiste. Quel que soit le niveau d'exploitation du stock local, il ne peut alors être appréhendé et géré de manière indépendante à cause de l'impossibilité de séparation des captures.

Ainsi le modèle In/Out permet de tester l'influence de l'hypothèse d'existence d'un stock local sur la fonction de production d'un stock dans une région donnée. Il est nécessaire de pouvoir ensuite quantifier l'importance relative de ce stock local. La méthode statistique de calibration proposée ici permet de tester les hypothèses faites sans nécessité de connaître *a priori* les caractéristiques propres à chaque entité. Bien entendu, ses résultats doivent être confrontés à la connaissance biogéographique des stocks existant par ailleurs, afin de les valider.

Le tableau 2 récapitule les résultats obtenus pour sept stocks présents en Manche. L'échelle empirique de validité prend en compte différents critères : la qualité de l'ajustement d'un modèle global sur l'évolution historique des PUE de la flottille de référence (R^2), la sensibilité du calcul de β^* au choix des paramètres (modèle d'ajustement, valeur de k pour la méthode de Fox, années d'ajustement),

et l'adéquation du résultat avec les connaissances biologiques qualitatives et quantitatives externes. En Manche, le modèle donne de meilleurs résultats pour les poissons plats que pour les gadidés. Les 4 stocks de poissons plats sont déjà à l'heure actuelle évalués de manière indépendante par les groupes de travail du CIEM. Les valeurs de β^* obtenues, toujours supérieures ou égales à 0,75, corroborent cette hypothèse : moins d'un quart des captures faites en Manche Est ou Ouest proviendraient de poissons appartenant à un stock extérieur, le reste provenant du stock endémique inhérent à la Manche.

Les résultats obtenus pour les 3 stocks de gadidés sont en général peu satisfaisants. Pour le merlan VIIId, la période d'ajustement est très courte, et les variations d'effort et de PUE ont été faibles pendant cette période. La forte valeur de β^* obtenue n'est pas compatible avec les informations biologiques extérieures, qui concluent « qu'il est vraisemblable qu'une relation forte existe entre les merlans du IVc et ceux du VIIId » (Anon., 1993). De même, il semble probable qu'un stock local non négligeable de morues existe en VIIId d'une part et en VIIe d'autre part. Les résultats obtenus par la méthode ci-dessus sont peu probants pour ces stocks-là, et peu en accord avec la valeur attendue. Cependant on peut noter que chacun des deux stocks a connu de très forts recrutements entre 1986 et 1988, ce qui a pour effet d'augmenter les PUE sur les 3 années suivantes. La courbe d'ajustement du modèle global sur ces stocks est très sensible à ces années exceptionnelles, et donc les résultats obtenus paraissent peu fiables.

De plus, tous sont des stocks en général bien connus d'un point de vue biologique et biogéographique. Les limites spatiales de l'aire de répartition et les taux d'échange avec les autres stocks ont déjà été largement étudiés (Anon., 1993). La valeur de β établie empiriquement est potentiellement plus fiable que la valeur de β^* estimée de manière statistique. En revanche, la méthode de détermination de β^* présentée ici peut s'avérer utile pour des stocks moins bien connus biologiquement (A. Souplet, comm. pers.).

Il est important de noter également que dans l'ensemble les mortalités par pêche obtenues par ici sont sous-estimées par rapport aux valeurs obtenues par le CIEM (Anon., 1997 a et b). De plus, pour tous les stocks, une valeur de β supérieure à 0, même faible, conduit

à un scénario plus optimiste que dans l'hypothèse d'un stock isolé. Pour presque tous les stocks étudiés, la courbe de production est asymptotique, voire légèrement croissante quand l'effort augmente, dès $\beta > 0,2$. L'apport de biomasse venue de l'extérieur de la Manche, même limité, est suffisant pour compenser les captures dues à l'effort de pêche en Manche. Certaines courbes présentent même un véritable point d'inflexion pour des valeurs faibles de β : pour un effort moyen, un accroissement de l'effort conduit à une diminution des captures du stock local qui est surexploité. Cette diminution n'est que partiellement compensée par l'accroissement des captures réalisées alors en Manche sur le stock global. Par suite, la production totale décroît. Passée une certaine valeur d'effort, c'est le contraire qui se produit, et la courbe de production est une fonction croissante de l'effort. Tout ceci implique que pour toutes ces espèces, quelle que soit la valeur de β^* , la courbe de production finale obtenue ne montrera pas la décroissance plus ou moins forte obtenue par le CIEM, mais plutôt une courbe constante ou légèrement croissante.

Intérêt et contraintes de la méthode

Le modèle présenté ici permet donc d'étudier les conséquences, en termes d'évaluation et de gestion, de l'hypothèse d'existence de stocks locaux au sein d'un pool régional, à travers l'utilisation d'un seul et unique coefficient, β , qui représente la probabilité pour un poisson capturé dans une zone donnée d'appartenir au stock local. De manière plus large, β est proportionnel à l'importance du stock local pouvant exister dans cette zone. En faisant varier β entre 0 et 1, on peut donc borner l'évaluation du stock entre deux scénarios, l'un pessimiste (toute la zone est occupée par un stock local uniquement, qui doit donc être géré de manière indépendante, et qui est donc plus fortement sensible à un changement de l'effort de pêche dans la zone), et l'autre optimiste (toutes les captures proviennent d'un stock global beaucoup plus vaste que la région étudiée, et donc un changement d'effort local n'aura que peu d'impact sur l'état général du stock.)

Le modèle In/Out, ainsi que sa méthode de calibration, utilise les méthodes usuelles d'évaluation des stocks, par analyse des cohortes et par ajustement d'un modèle global. Il est donc soumis aux mêmes

contraintes et incertitudes dans les estimations, qui ont déjà été précédemment citées.

Le modèle global repose sur certaines hypothèses et notamment :

- la fiabilité et le suivi historique d'une série de données de captures et d'effort d'une flottille ;
- la stabilité du diagramme d'exploitation sur toute la période d'ajustement ;
- la stabilité du recrutement pour un niveau d'abondance donné (et donc pour un effort de pêche donné).

De même, la fiabilité du modèle de rendement par recrue dépend :

- de l'estimation des captures aux âges ;
- de l'estimation de la mortalité naturelle et du poids aux âges ;
- de la méthode de calibration de l'analyse des cohortes.

Conclusion

Tout stock peut être potentiellement fractionnable en plusieurs sous-unités, en fonction de différents critères biologiques et/ou géographiques. Mais le niveau de fractionnement est fortement dépendant de l'échelle spatiale du problème envisagé. Il est évident que pour évaluer des stocks répartis sur une très large zone, comme c'est le cas des groupes de travail du CIEM, on ne peut prendre en compte toutes les différentes petites entités locales (Laurec et Le Guen, 1981). En revanche, si l'optique est de travailler à échelle locale, et de considérer les problèmes de gestion à l'échelle d'une zone géographique particulière, il est nécessaire de considérer l'hétérogénéité spatiale de la ressource à la même échelle. L'adéquation entre l'échelle de gestion et l'échelle d'évaluation est primordiale.

La méthode d'investigation proposée ici permet de mesurer l'impact de la prise en compte ou non de ces niveaux d'échelle différents, en utilisant des données et des modèles usuels en évaluation des stocks. On peut ainsi obtenir des fonctions de production cohérentes, et différentes de celles obtenues sans prise en compte de l'hétérogénéité locale.

Bibliographie

- ANON., 1993 —
Identification biogéographique
des principaux stocks exploités
en Manche ; relation avec ceux des
régions voisines. *Ifremer Rapports
internes RI-DRV/93.028*, 256 p.
- ANON., 1997 a —
Report of the working group on the
assessment of southern shelf
demersal stocks. *ICES CM
1997/Assess* : 5.
- ANON., 1997 b —
Report of the working group
on the assessment of demersal
stocks in the North Sea and
Skagerrak. *ICES CM 1997/Assess* : 6.
- CURY P., ANNEVILLE O., 1997 —
« Fisheries as diminishing assets :
marine diversity threatened
by anecdotes ».
Actes du troisième forum
halieutique de l'AFH, Montpellier,
France, 1-3 juillet 1997, 18 p.
- FAHRIG L., 1993 —
Effect of fish movement and fleet
spatial behavior on management
of fish substocks. *Natural resources
modelling*, 7 : 37-56.
- FOURNIER D.A., BEACHAM T.D.,
RIDDELL B.E., BUSACK C.A., 1984 —
Estimating stock composition
in mixed stock fisheries using
morphometric, meristic
and electrophoretic characteristics.
Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41 : 400-408.
- Fox W.W.J., 1970 —
An exponential surplus-yield
model for optimizing exploited fish
populations.
Trans. Am. Fish. Soc., 99 : 80-88.
- Fox W.W.J., 1975 —
Fitting the generalized stock-
production model by least square
and equilibrium approximation.
Fish. Bull. U.S., 73 : 23-37.
- GRIBBLE N., DREDGE M., 1994 —
Mixed-species yield-per-recruit
simulation of the effect of seasonal
closure on a central quennsland
coastal prawn trawling grounds.
Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51 : 998-1011.
- HANSON J.M., 1995 —
Separation of catches of two Atlantic
cod stocks in an otter trawl fishery by
application of the EM algorithm.
*North American Journal of Fisheries
Management*, 15 : 277-289.
- LAUREC A., LE GUEN J.C., 1981 —
Dynamique des populations marines
exploitées. Tome I :
concepts et modèles. *CNEXO,
Rapports Scientifiques et Techniques*,
45, 118 p.
- MAURY O., GASCUEL D.,
FONTENEAU A., 1997 —
Estimating abundance, fishing
mortality and migration rates by area,
using the spatial VPA methodology.
Application to yellowfin tuna in
eastern and western Atlantic. *ICCAT
SCRS/97/84*, 12 p.
- PELLA J.J., ROBERTSON T.L., 1979 —
Assessment of composition of stock
mixtures. *Fish. Bull.*, 77 : 387-398.
- PELLA J.J., TOMLINSON P.K., 1969 —
A generalized stock production
model. *Bull. IATTC*, 13 : 419-496.
- PIKITCH E.K., 1987 —
Use of a mixed-species yield-per-
recruit model to explore
the consequences of various
management policies for the Oregon
flatfish fishery. *Can. J. Fish. Aquat.
Sci.*, 44 (Suppl.2) : 349-359.
- PUNT A.E., BUTTERWORTH D.S.,
MARTIN J., 1995 —
The effects of errors in the placement
of the boundary between the west
and south coast hake *Merluccius*
spp. stocks on the performance of the

- current hake management procedure. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 15 : 83-98.
- QUINN T.J.II, DERISO R.B., NEAL P.R., 1990 —
Migratory catch-age analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 : 2315-2327.
- RIOU P., 1999 —
Dynamique des nourriceries côtières et estuariennes de sole (Solea solea) et de plie (Pleuronectes platessa) en Manche est. Importance écologique de l'estuaire de Seine.
Thèse de Doctorat, Ifremer, Port-en-Bessin.
- SCHEAFER 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 : 25-56.
- SELGEBY J.H., 1982 —
Decline of lake herring (*Coregonus artedii*) in Lake Superior : an analysis of the Wisconsin herring fishery, 1936-1978. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39 : 554-563.
- THOMPSON W.F., BELL F.H., 1934 —
Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2 : Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.*, 8, 49 p.
- ULRICH C., GASCUEL D., MAURY O., 1998 —
a proposal for stock assessment and management in mixed stock fisheries : the In/Out model. Application to Western English Channel cod.
ICES CM/AA : 11, 11 p.
- WALDMAN J.R., FABRIZIO M.C., 1994 —
Problems of stock definition in estimating relative contributions of atlantic striped bass to the coastal fishery. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123 : 776-778.

Un modèle d'advection-diffusion-réaction forcé par l'environnement : application à la population de thons albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique

Étude du phénomène de surexploitation locale

Olivier Maury
Biologiste des pêches

Didier Gascuel
Écologue

Alain Fonteneau
Biologiste des pêches

Introduction

Le thon albacore (*Thunnus albacares*) est une espèce cosmopolite dont la répartition couvre essentiellement les eaux tropicales et subtropicales des trois océans. Dans l'Atlantique, trois flottilles principales exploitent cette importante ressource pélagique. La flottille de senneurs (principalement des bateaux français et espagnols à l'est et vénézuéliens à l'ouest) qui capture toutes les tailles d'albacores dans les eaux de surface, la flottille de canneurs qui capture surtout des jeunes poissons associés à d'autres thons tropicaux (listaos

Katsuvonus pelamis - et patudos - *Thunnus obesus* -) dans les eaux proches de la côte et la flottille palangrière qui capture des albacores âgés et des patudos dans les eaux hauturières du large. Pendant les années récentes, les captures totales d'albacores dans l'Atlantique ont oscillé autour de 150,000 MT et ont atteint un maximum de 175,000 MT en 1991 (Anon., 1997).

Outre les caractéristiques propres aux populations thonières (grande importance dans leur dynamique d'une fraction « cryptique » de la biomasse ainsi que des mouvements et des migrations massives liés à l'environnement), l'étendue géographique des pêcheries et leur grande hétérogénéité spatio-temporelle nécessite l'usage de modèles spatialisés pour représenter efficacement leur dynamique. Parmi les différentes espèces exploitées, le thon albacore (*Thunnus albacares*) est un candidat idéal à l'application d'un modèle d'advection-diffusion-réaction forcé par l'environnement. En effet, ce stock effectue d'importants mouvements à différentes échelles emboîtées qui rendent les aspects spatiaux de sa dynamique particulièrement importants et intéressants et en font des problèmes centraux pour sa gestion et sa conservation (Fonteneau, 1997; Maury, 1998).

Ces déplacements semblent être directement fonction d'un environnement très variable (Fonteneau et Marcille, 1988; Cayré *et al.*, 1988; Mendelsohn et Roy, 1986; Mendelsohn, 1991; Marsac, 1992) : les thons sont continuellement à la recherche des agrégats de micronecton dont ils se nourrissent et leur physiologie limite leur répartition (dans les trois dimensions) à des gammes environnementales mouvantes bien définies.

Les facteurs de l'environnement sont donc probablement responsables des mouvements de la population d'albacores Atlantique (Cayré, 1990). En conséquence, sa modélisation à résolution spatiale fine ne peut être abordée sans prendre en compte le forçage écologique de l'environnement sur la répartition, les déplacements et l'accessibilité des albacores. L'analyse par modélisation additive généralisée (GAM) des relations entre l'abondance des thons et l'environnement hydrologique a conduit Maury (1998) à distinguer quatre échelles essentielles dans les mouvements de la population. À chacune de ces échelles correspond un type de mouvement de la population auquel peut être associée la variabilité d'un facteur de l'environnement donné (Maury *et al.*, sous presse). Ces relations non

linéaires mises en évidence à différentes échelles sont utilisées dans le présent travail pour formuler analytiquement un modèle des préférences environnementales des albacores en fonction de leur âge. Le couplage de ce modèle à un modèle d'advection-diffusion-réaction permet de représenter les mouvements de la population d'albacores dans l'espace et dans le temps et d'envisager différentes simulations. On aborde ainsi, par la simulation, le problème de la surexploitation locale des albacores.

Modélisation spatiale de la population d'albacores de l'Atlantique

Les données océanographiques utilisées dans la présente étude (Sea Surface Temperature SST, salinité de surface, profondeur de l'isotherme 20 °C ainsi que l'indice de production secondaire -IPS6-calculé par déplacement selon les courants marins de données de chlorophylle satellitaire -Maury, 1998) sont issues de simulations du modèle OPA7.1 (Delecluse *et al.*, 1993) développé au Lodyc (Laboratoire d'océanographie dynamique et de climatologie, Paris VI) dans le cadre du projet Opera (Morlière, 1989; Morlière *et al.*, 1989). Un tel modèle numérique peut être considéré comme un très puissant interpolateur spatio-temporel d'observations océanographiques.

Les données de pêche proviennent de la base de données de la Commission internationale pour la conservation des thons de l'Atlantique (Iccat) qui centralise les données statistiques concernant la plupart des pêcheries thonières dans l'ensemble de l'océan Atlantique. Dans cette étude, nous avons utilisé les données de capture et d'effort concernant deux flottilles très différentes : la flottille de senneurs FIS (Franco-Ivoir-Sénégalais) pendant la période 1980-1991 et la flottille palangrière japonaise pendant la période 1980-1993.

Le modèle développé est un modèle à trois compartiments couplés : environnement, population et flottilles de pêche. Il est donc néces-

saire, pour pouvoir coupler la dynamique de la population d'albacores à celle de l'environnement et des flottilles, de connaître d'une part la réponse fonctionnelle de la population à l'environnement (le passage de l'hétérogénéité environnementale multivariée à la variabilité d'un unique paramètre fonctionnel caractérisant de manière synthétique la qualité de l'habitat pour les albacores : l'affinité biologique) et ses variations avec l'état physiologique des animaux et de connaître, d'autre part, les variations de leur capturabilité en fonction de l'environnement physique et de l'exploitation pour pouvoir calculer des captures théoriques utilisables pour ajuster le modèle aux captures observées (fig. 1). Les résultats obtenus (Maury, 1998 ; Maury *et al.*, 1999 et sous presse) par analyse GAM des CPUE de senneurs et de palangriers et leur interprétation permettent de formuler explicitement ces relations.

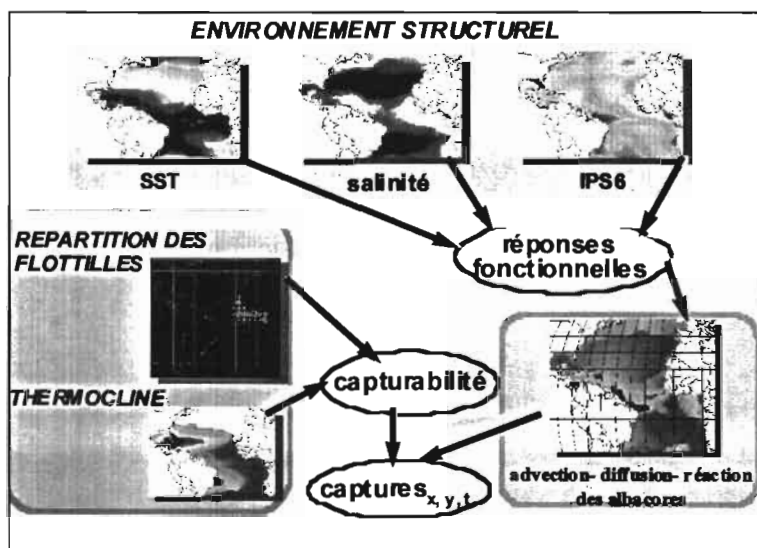


Figure 1

Principe schématique du modèle de déplacement forcé par l'environnement proposé. Le déplacement de la population est forcé par la température de surface (SST), la salinité et un indice de production secondaire (IPS6). La capturabilité est calculée en fonction de l'effort de pêche local et de la profondeur de la thermocline.

Formulation du modèle

Advection-diffusion-réaction de la population d'albacores

Une équation d'advection-diffusion est utilisée pour modéliser spatialement la population d'albacores et ses mouvements. Dans un tel modèle probabiliste, les mouvements de la population sont représentés par un terme aléatoire (diffusion) et un terme dirigé (advection) formulés à l'aide d'une équation aux dérivées partielles (EDP) continue dans l'espace et le temps (Okubo, 1980; Sibert et Fournier, 1994; Sibert *et al.*, 1996; Bertignac *et al.*, 1998; Maury et Gascuel, 1999; Sibert *et al.*, 1999). L'équation retenue est la suivante :

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{\partial \left((D + k \cdot \gamma \cdot N^r) \cdot \frac{\partial N}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left((D + k \cdot \gamma \cdot N^r) \cdot \frac{\partial N}{\partial y} \right)}{\partial y} + \frac{\partial \left(\frac{\partial ab}{\partial x} \cdot N \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left(\frac{\partial ab}{\partial y} \cdot N \right)}{\partial y} - Z \cdot N$$

avec $N=N_{x,y,t}$ la densité de poissons de la cohorte considérée au point (x, y) au temps t , $D=D_{x,y,t}$ le coefficient de diffusion à l'échelle considérée (diffusivité), k et γ , des constantes permettant de caractériser la densité-dépendance de la sélection de l'habitat (plus la densité de poisson augmente, moins l'habitat est favorable, cf. Maury et Gascuel, 1999) $ab=ab_{x,y,t}$ l'affinité biotique locale du milieu (sa « favorabilité »); $F=F_{x,y,t}$ le coefficient de mortalité par pêche et $M=M_{x,y,t}$ le coefficient de mortalité naturelle.

Par souci de simplicité, la diffusion D et le coefficient de mortalité naturelle M ne varient pas avec la qualité du milieu. Le terme d'advection, par contre, est proportionnel au gradient de « favorabilité » du milieu (ab) : les albacores se dirigent vers les habitats les plus favorables. L'équation (1) est résolue numériquement grâce à un schéma de différenciation implicite sur une grille de cellules carrées d'un degré de côté de 30° sud à 50° nord. Le pas de temps est de 1 jour, les conditions aux frontières sont des frontières fermées (conditions de Neumann : $\frac{\partial N}{\partial x} = \frac{\partial N}{\partial y} = 0$ aux frontières) qui modélisent une barrière infranchissable comme un littoral par exemple.

Réponses fonctionnelles à l'environnement et calcul de l'affinité biotique ab

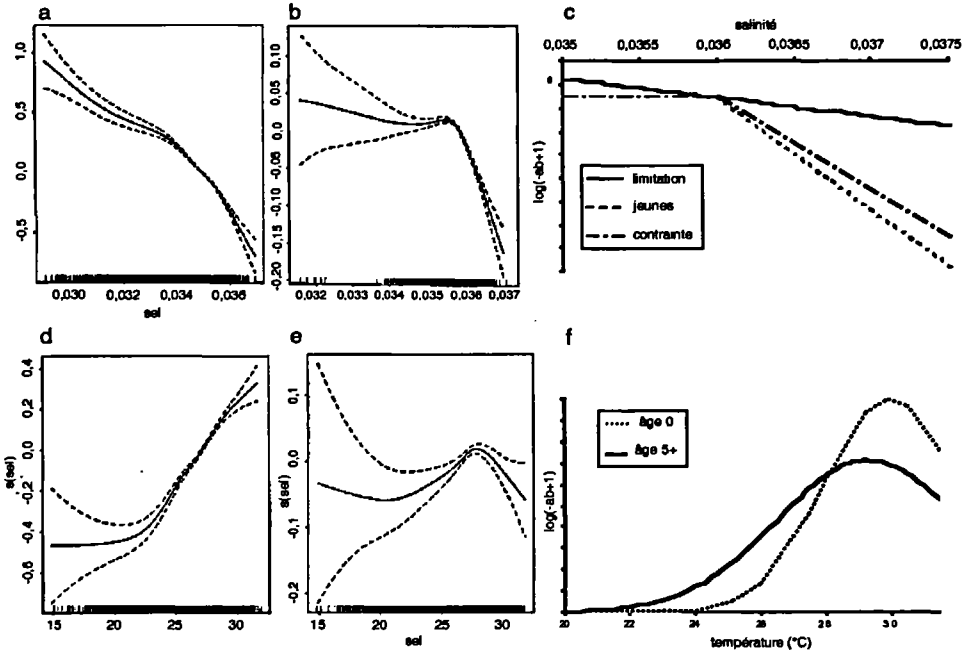
Seuls la température de surface (*SST*), la salinité (*sel*) et un indice trophique (l'indice de production secondaire *IPS₆* calculé par déplacement selon les courants marins de données de chlorophylle satellitaire - Maury, 1998 -), ont été retenus pour la modélisation de l'habitat des albacores. En effet, à eux seuls, ces trois facteurs peuvent être considérés comme des marqueurs pertinents de la répartition et des déplacements de l'albacore Atlantique à quatre échelles spatio-temporelles différentes (Maury 1998; Maury *et al.*, sous presse).

L'allure des relations GAM obtenues entre le log de l'abondance des albacores et chacun de ces facteurs par Maury 1998 permet de postuler une formulation paramétrique générale de l'affinité biotique en fonction de la *SST*, de la salinité et de l'*IPS₆*. On retient ainsi :

- une relation à seuil pour la salinité comportant deux relations linéaires différentes selon le niveau de salinité (une relation contraignante pour les faibles salinités et une relation limitante pour les forts niveaux de salinité) (cf. fig. 2);
- une relation gaussienne (compatible avec la notion d'optimum thermique) entre le log de l'affinité biotique et la température (cf. fig. 2);
- une relation linéaire avec l'*IPS₆*.

La modélisation additive généralisée correspond à une formulation additive des relations considérées. Une transformation exponentielle des relations utilisées pour caractériser l'affinité biotique (la favorabilité du milieu dont le gradient force les déplacements advectifs de la population) permet de revenir à un modèle multiplicatif plus conforme à la notion de niche écologique vue comme un hyper-volume à n dimensions environnementales (Hutchinson, 1957) :

$$\left\{ \begin{array}{l} \log(-ab_{age} + 1) = \left(\frac{\alpha_{age}}{\sigma_{age}} \cdot e^{-\left(\frac{sel - \beta_{age}}{2\sigma_{age}}\right)^2} \right) - \gamma_{age} \cdot salinite - \kappa \cdot salinite + \lambda_{age} \cdot IPS_6 \\ \gamma_{age} = 0 \text{ si } age > 3 \\ \kappa = 0 \text{ si } salinite < 0,036 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \end{array} \right. \Leftrightarrow \left\{ \begin{array}{l} ab_{age} = \frac{e^{\left(\frac{\alpha_{age}}{\sigma_{age}} \cdot e^{-\left(\frac{sel - \beta_{age}}{2\sigma_{age}}\right)^2} \right)} \cdot e^{\lambda_{age} \cdot IPS_6}}{e^{\gamma_{age} \cdot salinite} \cdot e^{\kappa \cdot salinite}} + 1 \\ \gamma_{age} = 0 \text{ si } age > 3 \\ \kappa = 0 \text{ si } salinite < 0,036 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \end{array} \right.$$



1 Figure 2

Relations obtenues par analyse GAM du log des abondances en fonction de la salinité (a pour les poissons d'âge 0-1 et b pour les poissons d'âge 4-5+) et de la température (d pour les poissons d'âge 0-1 et e pour les poissons d'âge 4-5+) et modélisation de ces relations (unités arbitraires) : pour la salinité (c), la relation limitante est celle qui concerne les poissons adultes et la relation correspondant aux juvéniles est la somme de la relation limitante et de la relation contraignante. Pour la température (f), on retient une relation gaussienne variable avec l'âge des poissons entre l'affinité biotique et la température.

avec $\alpha_{\text{âge}}$, le « poids » de l'effet thermique à chaque âge; $\beta_{\text{âge}}$, la température optimale pour chaque âge; $\sigma_{\text{âge}}$, la « tolérance thermique »; $\gamma_{\text{âge}}$, le poids du facteur salinité par âge; κ , le poids de l'effet limitant de la salinité qui est indépendant de l'âge et $\lambda_{\text{âge}}$, le poids du facteur IPS_6 . Cinq des six paramètres utilisés pour modéliser la réponse fonctionnelle des albacores à l'environnement varient donc avec l'âge physiologique des poissons.

Diffusion des poissons

Le coefficient de diffusion D varie avec la distance moyenne parcourue pendant un temps élémentaire par un poisson. Cette distance est proportionnelle à la vitesse de nage des poissons qui varie avec leur taille (Sharp et Dizon, 1978). Un exposant q permet de caractériser la non linéarité potentielle de cette relation (Aleyev, 1977) :

$$D = \delta \cdot l^\Theta$$

Le modèle de croissance en deux stances de Gascuel *et al.* (1992) qui est utilisé pour calculer la taille par âge est également utilisé pour exprimer la diffusion en fonction de l'âge des poissons (fig. 3).

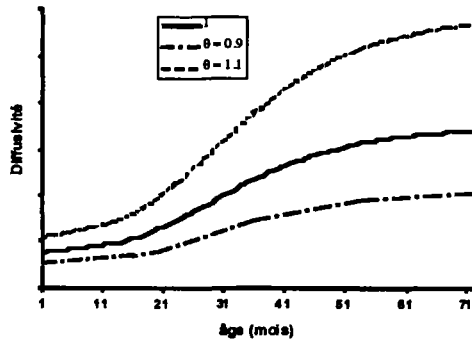


Figure 3
Modélisation de la variation du coefficient de diffusion des albacores en fonction de leur âge selon le paramètre Θ . La valeur numérique de la diffusivité n'est pas précisée *a priori* (unités arbitraires).

Mortalité naturelle

Le taux de mortalité naturelle utilisé en routine par le comité scientifique de l'Iccat est fixé arbitrairement à $0,8 \text{ an}^{-1}$ pour les âges 0 et 1 et $0,6 \text{ an}^{-1}$ ensuite. Ces deux niveaux permettent de rendre compte d'une mortalité juvénile probablement plus élevée que la mortalité des adultes. Dans le présent travail, une courbe de mortalité naturelle continue en fonction de l'âge est utilisée. L'usage d'un polynôme d'ordre deux permet d'envisager une mortalité plus élevée chez les jeunes poissons, une mortalité minimale chez les adultes de quatre ans et une légère sénescence chez les plus vieux poissons (fig. 4).

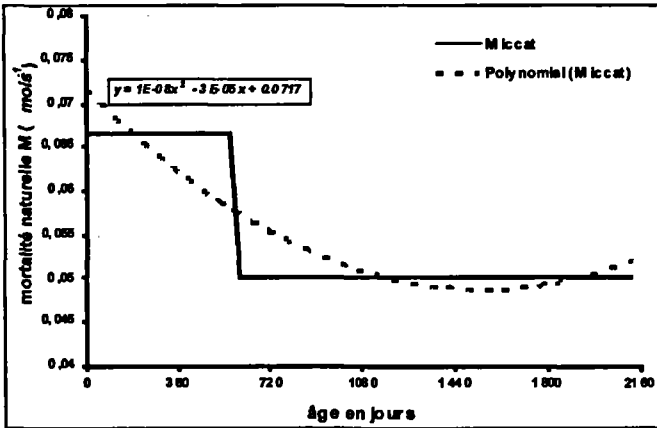


Figure 4
Mortalité naturelle mensuelle en fonction
de l'âge des albacores en jours.
En trait continu, la mortalité utilisée
par le comité scientifique de l'ICCAT.
En trait pointillé, la mortalité naturelle utilisée
dans le présent travail.

Recrutement

Le modèle d'advection-diffusion-réaction utilisé ne s'intéresse qu'à la phase recrutée. Il ne représente pas explicitement le processus de recrutement qui est l'état initial de la dynamique de chaque cohorte. La répartition spatiale du recrutement est obtenue ici à l'aide d'un algorithme simple. Pour chacune des sept cohortes modélisées, les niveaux de recrutement sont calculés par une VPA à pas de temps mensuels. Ils sont ensuite répartis spatialement dans les zones de l'Atlantique tropical où la salinité le premier janvier 1980 est inférieure à une valeur seuil fixée à $0,03 \text{ kg.kg}^{-1}$. Ces zones, supposées être des zones de nurserie moyennes, sont essentiellement réparties le long des côtes du Golfe de Guinée ainsi qu'au large de l'embouchure de l'Amazone (fig. 5). Bien que la salinité soit légèrement variable d'une année sur l'autre (notamment la zone favorable au large de l'amazone est en général légèrement plus étendue les autres années, ce qui pourrait conduire à un recrutement plus élevé à l'ouest), seule l'année 1980 a été utilisée en raison du caractère de toute façon arbitraire du choix de ces zones.



Figure 5

Zones de nurserie utilisées pour répartir spatialement le recrutement calculé par VPA. Ces zones correspondent aux zones où la salinité était inférieure à $0,03 \text{ kg.kg}^{-1}$ le 1er janvier 1980.

La population « pré-recrutée » ainsi répartie est ensuite redistribuée par advection et diffusion pendant cinq pas de temps en fonction des conditions environnementales au mois de janvier de l'année correspondante et en utilisant les préférences environnementales des albacores d'âge 0. Cette redistribution conduit à un état stationnaire (extinction des transitoires) de la répartition des albacores d'âge 0 en fonction de leur environnement qui est utilisé pour initialiser les simulations.

Formulation de la fonction de capturabilité des senneurs FIS

L'étude par modélisation additive généralisée des CPUE de senneurs FIS et son interprétation permet de proposer un modèle des variations de capturabilité des albacores pour les senneurs FIS pendant la période considérée (1980-1991) en fonction de l'effort de pêche et de la profondeur de la thermocline (approximée par la profondeur de l'isotherme $20 \text{ }^\circ\text{C}$). Pour rendre compte de l'augmentation de la capturabilité locale quand l'effort local augmente et de l'existence d'un plateau (Maury 1998; Maury *et al.*, 1998; Maury et Gascuel, soumis), on utilise une fonction non linéaire pouvant

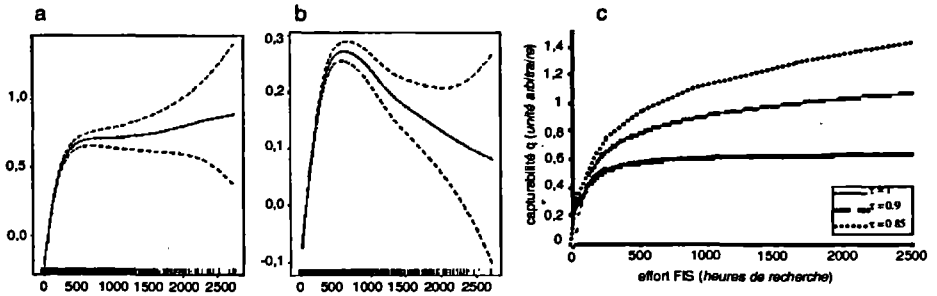


Figure 6

Relations obtenues par analyse GAM du log de la capturabilité en fonction de l'effort de pêche pendant la période 1980-1991 (a pour les poissons d'âge 0-1 et b pour les poissons d'âge 4-5+) et modèle retenu (c) pour représenter ces relations entre la capturabilité des albacores aux senneurs FIS et l'effort de pêche.

présenter un plateau (fig. 6). La partie croissante de la courbe correspond à l'augmentation de capturabilité des senneurs quand l'effort de pêche augmente (phénomène de coopération et d'espionnage des navires entre eux). La partie décroissante de la courbe observée chez les poissons adultes étant interprétée comme un phénomène de surexploitation locale (Maury *et al.*, 1998; Maury et Gascuel, soumis), celle-ci ne doit théoriquement pas être prise en compte dans le terme de capturabilité du modèle (on a donc $\tau \geq 1$ dans l'équation suivante).

L'effet de la profondeur de la thermocline sur la capturabilité des albacores aux senneurs est considéré comme étant négativement linéaire et variable avec l'âge des poissons. En conséquence, le modèle de capturabilité s'exprime de la manière suivante :

$$\ln(q+1) = \frac{\mu \cdot f}{(1+\omega \cdot f)^\tau} - \rho \cdot Z20 \quad \text{soit} \quad q = \frac{e^{\frac{\mu \cdot f}{(1+\omega \cdot f)^\tau}}}{e^{\rho \cdot Z20}} - 1$$

avec q le coefficient de capturabilité, f l'effort de pêche, μ , le paramètre caractérisant l'importance de l'accroissement de capturabilité; ω , le paramètre caractérisant la saturation de cet effet; τ , permettant de faire varier la forme générale de la relation et r caractérisant l'importance de « l'effet thermocline ».

Calibration, ajustement et validation du modèle

Calibration et ajustement du modèle aux CPUE des senneurs FIS

Le modèle présenté comporte un grand nombre de paramètres ($\alpha_{\text{âge}}$, $\beta_{\text{âge}}$, $\sigma_{\text{âge}}$, $\gamma_{\text{âge}}$, κ , $\lambda_{\text{âge}}$, D , θ , τ , μ , ω , ρ , soit 37 paramètres) dont les effets sont plus ou moins indépendants. Le très grand nombre d'observations de CPUE disponibles pour la présente étude (35 725 observations à la résolution 1 degré/quinzaine) permet de disposer d'un nombre de degrés de liberté suffisant pour envisager l'ajustement du modèle. Néanmoins, le temps de calcul rédhibitoire nécessaire à l'ajustement d'un tel modèle nous a conduit à calibrer « manuellement » le modèle (par tâtonnements successifs) et à n'ajuster, à chaque « run », que deux paramètres ($\mu_{\text{âge } 0}$ et $\mu_{\text{âge } 2, 3, 4}$ et $5+$) concernant la capturabilité. L'ajustement de ces deux paramètres liés à la capturabilité permet de disposer, à chaque étape de la calibration, d'un critère statistique caractérisant l'ajustement du modèle aux données. Toujours pour des raisons de temps de calcul, seule la cohorte 1986 est utilisée pour l'ajustement de ces paramètres, sans les âges 0 qui ne sont que partiellement recrutés. Le jeu de données finalement utilisé pour la calibration et l'ajustement comporte 13 560 observations).

Le critère statistique utilisé pour l'ajustement des deux paramètres de capturabilité et pour guider la calibration est un critère des moindres carrés. Pour symétriser la répartition fortement dissymétrique des CPUE, on utilise le $\ln(\text{CPUE}+1)$. En supposant que les $\ln(\text{CPUE}_k+1)$ observés (avec $k=1\dots n$ observations) sont une réalisation du vecteur aléatoire $[\ln(\text{CPUE}+1)]_k$, le modèle statistique de régression s'écrit donc de la manière suivante :

$$\left[\ln(\text{CPUE}_{i,j,t} + 1) \right]_k = f(x_{i,j,t}, \theta) + \varepsilon_{i,j,t} \quad k = 1 \dots n$$

avec f une fonction déterministe dépendant du vecteur de variables x et du vecteur de paramètres θ et $\varepsilon_{i,j,t}$, les erreurs supposées indépendantes pour chaque observation.

La série des $\ln(\text{CPUE}+1)$ observés étant fortement hétéroscédastique (pas d'homogénéité de la variance qui dépend de la valeur de $\ln(\text{CPUE}+1)$, (cf. fig. 8), on utilise, comme critère d'ajustement, la

somme des carrés des écarts pondérés par l'inverse de la variance par quinzaine du $\ln(\text{CPUE}+1)$ observé sur la cohorte 1986. Cette pondération permet de donner un poids équivalent à tous les âges :

$$SCE = \sum_{i=1}^n \frac{(\ln(U+1) - \ln(\hat{U}+1))^2}{\sigma_{qz}^2}$$

L'analyse des résidus de l'ajustement est une étape essentielle. Sous l'hypothèse de répartition normale et d'indépendance des erreurs de mesure des variables, l'estimateur du maximum de vraisemblance de q est celui des moindres carrés (Bard, 1974). Si le modèle choisi est correct, les résidus pondérés réduits

$$e_k = \frac{f(x_k, \hat{\theta}) - [\ln(\text{CPUE}_k + 1)]_{obs}}{\hat{\sigma}_{qz}}$$

doivent donc se comporter comme une suite de variables aléatoires indépendantes $N(0,1)$. L'hypothèse d'indépendance des erreurs étant supposée vérifiée, nous nous intéressons à l'hypothèse de normalité et d'homoscédasticité des résidus. L'examen graphique des résidus réduits en fonction des valeurs estimées de la variable réponse $f(x_k, \theta)$ (fig. 7) permet de constater qu'à l'exception des structures diagonales caractéristiques des variables positives, les résidus forment grossièrement une bande horizontale centrée sur 0.

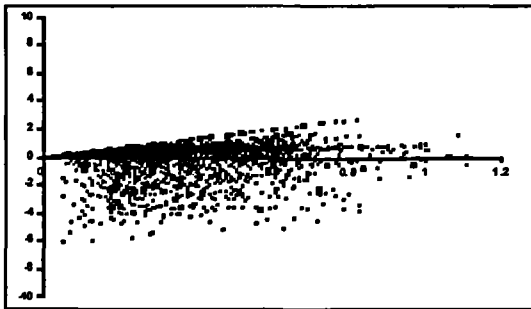


Figure 7
Résidus réduits en fonction des valeurs estimées de la variable réponse $f(x_{i,j,t}, \theta)$.

Par contre, l'hypothèse de normalité (aux zéros près) des résidus n'est visiblement pas respectée, la distribution de $\ln(PUE+1)$ restant très dissymétrique. Le critère des moindres carrés utilisé ne correspond donc pas au maximum de vraisemblance du modèle.

Préferendii		Capturabilité	
α_{0-1-2}	2,0	μ_{0-1}	10-6
α_{3-4-5+}	5,2	$\mu_{2-3-4-5+}$	3.10-6
β_{0-1-2}	30 °C	$\omega_{0-1-2-3-4-5+}$	0,02
β_{3-4-5+}	29,7 °C	$\tau_{0-1-2-3-4-5+}$	1,0
σ_{0-1-2}	2,0	$\rho_{0-1-2-3-4-5+}$	0,1
σ_3	2,6		
σ_{4-5+}	2,8	diffusion	
γ_0	6,0	δ	72nm ² .jour ⁻¹ .cm ⁻¹
γ_1	4,0	θ	1.05
γ_2	0,5		
γ_{3-4-5+}	0		
κ	50,0		
$\lambda_{0-1-2-3-4-5+}$	0,1		

I Tableau 1
Valeurs des paramètres estimés par calibration du modèle.

Validation du modèle, cohérence des résultats

Le caractère non linéaire du modèle étudié rend la calibration délicate. En effet, plusieurs combinaisons différentes des valeurs des paramètres peuvent conduire à des ajustements très proches d'un point de vue statistique. Ainsi, même en disposant d'un grand nombre d'observations, l'estimation des paramètres d'un tel modèle non linéaire comportant un grand nombre de paramètres reste problématique et doit rester soumise à son interprétation écologique. Il est donc particulièrement important que la validation du modèle soit fondée sur des sources d'information indépendantes de celles utili-

sées pour son ajustement. Les données de la pêche palangrière dont les caractéristiques (et notamment la répartition spatiale) sont très différentes de celles de la pêche à la senne utilisée pour l'ajustement sont donc utilisées pour évaluer le comportement global du modèle. La cohérence des résultats du modèle est analysée par comparaison visuelle de la répartition spatiale mensuelle moyenne des albacores adultes (âges 4 et 5+) estimée en cumulant les captures de la pêche palangrière toutes flottilles confondues de 1956 à 1993 avec les prédictions du modèle concernant les âges 5+ (représentatifs des captures palangrières) pour la cohorte recrutée en 1986 considérée comme étant une cohorte « normale » (fig. 8). Ce mode de validation empirique globale concerne donc essentiellement la répartition spatiale à grande échelle des poissons adultes.

Malgré le peu de précision du mode de validation globale utilisé (les cartes des captures palangrières sont des estimations moyennes des abondances soumises à une importante incertitude qu'on compare aux estimations du modèle concernant une année particulière), les résultats du modèle semblent cohérents et reproduisent bien la répartition spatiale et les mouvements à grande échelle de la population d'albacores adultes (âges 4 et 5+). Ses résultats semblent également cohérents avec les connaissances concernant la répartition spatiale et les déplacements des poissons juvéniles (âges 0 et 1). Le point qui demeure problématique concerne les albacores d'âge intermédiaire (2 et 3) qui sont peu présents dans les captures des senneurs Est Atlantique alors qu'ils semblent pourtant, d'après les résultats du modèle, être présents en grande quantité dans cette zone, comme les albacores plus âgés. Deux hypothèses doivent être envisagées pour expliquer cela :

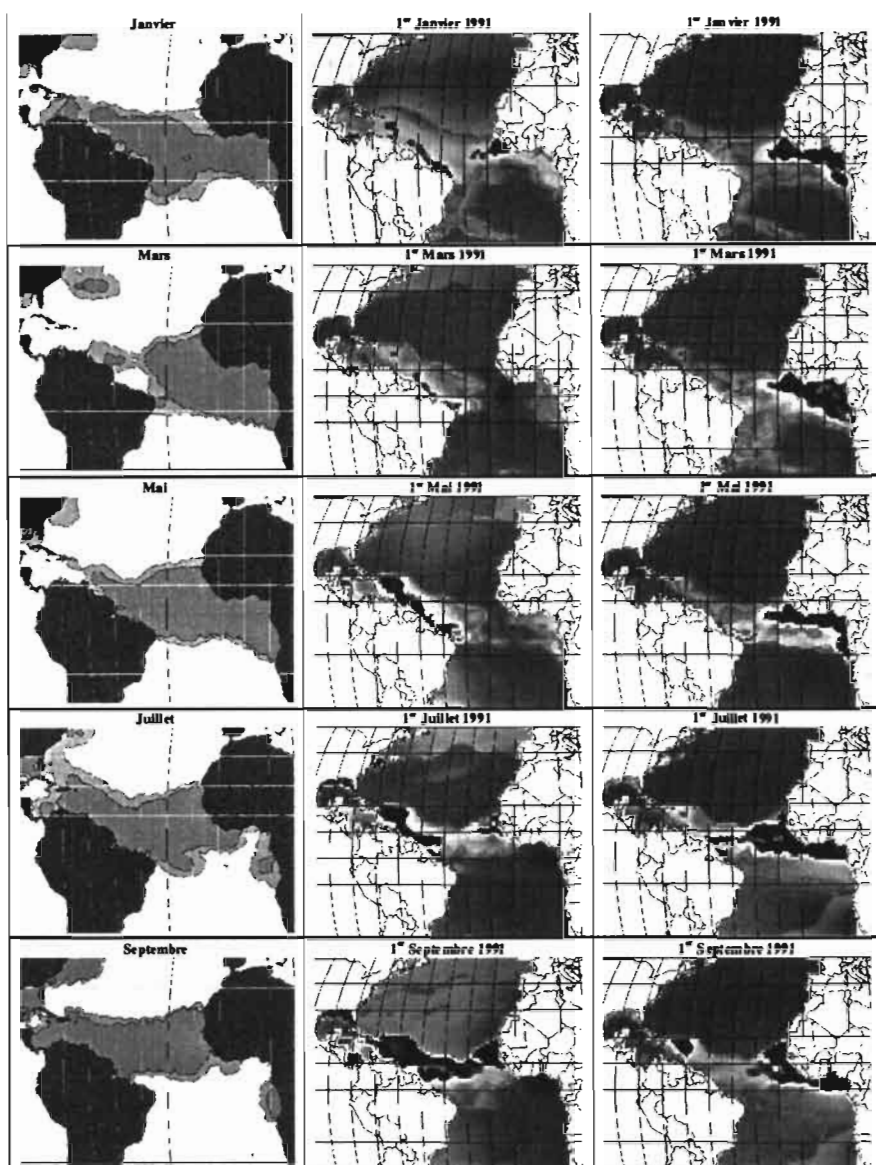
- le modèle ne rend pas bien compte de la répartition des pré-adultes d'âge 2 et 3 qui seraient répartis de manière beaucoup plus diffuse dans l'ensemble de l'océan et beaucoup moins sur la façade Est ;
- conformément aux prédictions du modèle, les poissons seraient présents sur la zone, mais, pour des raisons comportementales, ils seraient dispersés dans le milieu et leur capturabilité demeurerait beaucoup plus faible que celle des juvéniles, qui forment des bancs importants près de la surface, et que celle des adultes qui forment de grandes concentrations reproductives. En faveur de cette hypothèse, il est intéressant de noter que les tailles absentes des diagrammes de fréquences de tailles des captures de senneurs de

l'Atlantique Est sont pourtant présentes dans les histogrammes de captures des barques capverdiennes, également situées sur la façade Est Atlantique (Santa Rita Vieira, 1991).

■ Analyse de simulations : la surexploitation locale du stock d'albacores

De manière générale, le phénomène de surexploitation locale semble exister chez les thonidés (Fonteneau et Soubrier, 1996; Fonteneau *et al.*, 1997). En ce qui concerne l'albacore de l'Atlantique, l'usage d'une méthode de VPA spatialisée a permis de mettre en évidence des taux de mortalité par pêche locaux très élevés en début d'année appliqués aux poissons adultes présents dans la zone Est de l'océan (Maury, 1998). D'après ces résultats, ces taux de mortalité trimestriels pourraient atteindre 0.8 au premier trimestre (l'équivalent de 3.2 annuellement !). De tels niveaux de mortalité sont susceptibles d'entraîner d'importantes déplétions locales des poissons adultes. La comparaison de deux simulations concernant les poissons d'âge 5+, avec et sans pêche illustre clairement ce phénomène de surexploitation locale qui touche essentiellement les poissons âgés (fig. 8). Pour les poissons d'âge inférieur ou égal à 3, le phénomène est à peine visible et la répartition des poissons est très proche de ce qu'elle aurait été sans pêche.

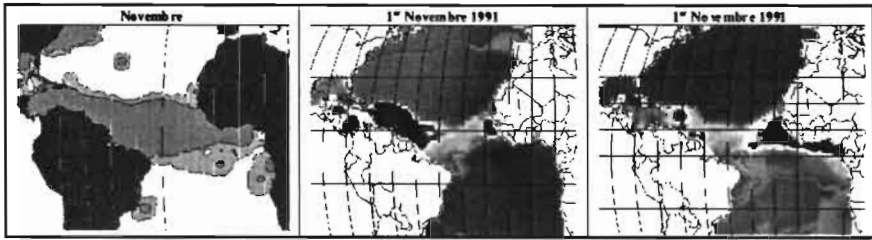
En tenant compte des captures des senneurs FIS, d'importantes déplétions locales apparaissent dans la population d'albacores. On retrouve alors pour les poissons d'âge 5+, à différentes périodes de l'année, le phénomène de « blessure » et de « cicatrisation » décrit de manière théorique par Maury et Gascuel (soumis) (le phénomène est moins marqué si on considère les poissons d'âge 4). Les plus fortes déplétions locales ont lieu en février, mars et avril, au large du Golfe de Guinée. En mai, la population d'adultes « cicatrise » avant de connaître à nouveau des épuisements locaux à partir de juillet au fond du Golfe de Guinée. Les poissons sont suffisamment



■ Figure 8

À gauche, interpolation spatiale des captures palangrières cumulées toutes flottilles confondues de 1956 à 1993.

Au milieu et à droite, simulations concernant la répartition des albacores d'âge 5+ en 1991. Deux simulations sont réalisées : l'une en tenant compte des captures réalisées par les senners FIS (au milieu) et l'autre sans en tenir compte (à droite).



■ Figure 8 (suite)

concentrés au large du Sénégal à ce moment-là pour rester nombreux malgré les fortes captures réalisées dans ces eaux. À partir du mois de juillet et jusqu'à la fin de l'année, le Golfe de Guinée est, dans une large mesure, vidé par la pêche des poissons d'âge 5+. Cette disparition des poissons âgés du Golfe de Guinée expliquerait les très faibles captures palangrières observées dans cette zone d'août à novembre (fig. 8).

Seules les captures des senneurs FIS ont été prises en compte dans nos simulations. Si on avait pris en compte les captures de toutes les flottilles et particulièrement celles, très importantes, des senneurs espagnols, le phénomène de déplétion locale des poissons âgés aurait été encore plus marqué, peut-être trop pour rester réaliste.

Quatre hypothèses alternatives sont donc à étudier dans des travaux futurs :

- soit le phénomène de surexploitation des vieux albacores est effectivement extrêmement marqué ;
- soit notre modèle concentre insuffisamment la population de vieux albacores dans le Golfe de Guinée pour expliquer les très fortes captures qui y sont observées ;
- soit la « viscosité » de la population d'albacores est trop importante dans le modèle et serait responsable d'une « cicatrisation » trop lente des déplétions locales de la population d'individus âgés ;
- soit les effectifs globaux dérivés du recrutement estimé par VPA sont insuffisants pour expliquer les fortes captures locales. La VPA sous-estimerait donc les effectifs totaux du stock en prenant mal en compte l'existence potentielle d'une importante biomasse cryptique par exemple ;

Rien ne permet, aujourd'hui, de choisir une de ces hypothèses plutôt qu'une autre. Néanmoins, même si le phénomène de blessure et de cicatrisation est exagéré par notre simulation, il est vraisemblablement manifeste et de grande importance chez les poissons âgés. En dehors des problèmes liés à l'usage des CPUE comme indices d'abondance, l'existence de tels phénomènes d'épuisements locaux pose la question de leur impact sur le long terme. En effet, « empêcher » les animaux de se reproduire massivement dans le golfe de Guinée ne risquerait-il pas, à terme, de provoquer un phénomène de sélection artificielle des individus se reproduisant dans des frayères marginales ?

Chercher à répondre à cette question renvoie à une autre question. Les albacores de l'Atlantique ont-ils un comportement de reproduction opportuniste les conduisant à se reproduire dans les conditions les moins mauvaises rencontrées, quelles qu'elles soient ? Ou, au contraire, ont-ils un comportement de reproduction obstiné les conduisant à rechercher toujours les mêmes conditions pour frayer ?

Conclusion

Les résultats du modèle d'advection-diffusion-réaction de la population d'albacores de l'Atlantique forcé par l'environnement semblent cohérents. Les déplacements de la population semblent, en effet, bien représentés à différentes échelles. Au-delà de son apport didactique, un tel modèle est un outil d'évaluation et d'exploration d'hypothèses concernant les mouvements des albacores et de leurs comportements en fonction de l'environnement. Il permet également d'envisager l'étude fine de la dynamique des pêcheries et de l'interaction entre flottilles. Grâce à différentes simulations, nous avons ainsi pu étudier différents points importants concernant le phénomène de surexploitation locale qui semble extrêmement marqué pour les albacores âgés à l'est de l'Atlantique. D'autres simulations non présentées ici (Maury, 1998) ont également permis d'étudier le homing reproductif saisonnier des albacores adultes vers le Golfe de Guinée où ils se reproduisent au premier trimestre de chaque année ainsi que l'impact des

conditions environnementales particulières des années 1983-1984 qui provoquent, dans le modèle, de profondes modifications de la répartition spatiale des animaux qui, associées à l'enfoncement concomitant de la thermocline, permettent d'expliquer les faibles rendements réalisés par les senneurs en 1984.

La mise en œuvre d'un tel modèle forcé par l'environnement est complexe et plusieurs enseignements peuvent être tirés de l'expérience réalisée ici :

Malgré un certain nombre de limitations, les données issues de la pêche commerciale sont souvent le seul moyen d'estimer la répartition spatiale des thons à grande échelle. L'identification des facteurs susceptibles de modifier la capturabilité et leur modélisation explicite est une étape essentielle à l'usage des CPUE. Dans cette perspective, les flottilles thonières de l'Atlantique ont l'avantage d'être relativement homogènes et de couvrir de grandes surfaces et des biotopes variés. En outre, le caractère antagoniste des différents forçages environnementaux sur la répartition des thons requiert une analyse non linéaire. Les modèles GAM se sont montrés très utiles pour mener efficacement une telle analyse exploratoire des CPUE commerciales, préliminaire à la modélisation analytique présentée ici.

Un certain nombre d'améliorations sont en cours de développement pour améliorer la pertinence du modèle. Parmi celles-ci, citons :

- intégration d'un terme de diffusion variable avec la favorabilité du milieu (Mullen, 1989, Bertignac *et al.*, 1998). Il est en effet vraisemblable que la diffusion des poissons augmente quand la favorabilité du milieu diminue ;
- une étude plus approfondie du rôle de la salinité qui semble poser des problèmes en interdisant certaines zones aux albacores dans le modèle alors qu'ils y sont manifestement présents dans la réalité. Une formulation alternative du modèle s'appuie sur une absence de limitation par la salinité accompagnée d'une modification de la fonction de favorabilité thermique empêchant les albacores de trop s'éloigner de l'optimum. La fonction gaussienne utilisée pour représenter la relation avec la SST est alors remplacée par une fonction de type parabole comme dans SHADYS (Maury, 1998) ;
- l'indice IPS est un indice moyen qui doit être affiné en utilisant les champs de courant de chaque année et sa sensibilité au coefficient de diffusion employé devrait être testée ;

- le modèle doit prendre en compte toutes les captures réalisées dans l'Atlantique et pas seulement les captures de senneurs FIS.

Enfin, et c'est un point essentiel, la calibration réalisée est extrêmement grossière. En toute rigueur, un ajustement de l'ensemble des paramètres (y compris du recrutement) par la méthode du maximum de vraisemblance doit être utilisé.

Bibliographie

- ALEYEV Y.G., 1977 —
Nekton. Dr. W. Junk b.v., Publishers,
The Hague. VI, 435 p.
- ANON., 1997 —
Report of the working group
on tropical tunas. *Rec. Doc. Scient.*
SCRS, ICCAT Madrid.
- BARD Y., 1974 —
Non linear parameter estimation.
Academic Press, New York, 341 p.
- BERTIGNAC M., LEHODEY P.,
HAMPTON J., 1998 —
A spatial population dynamics
simulation model of tropical tunas
using a habitat index based on
environmental parameters. *Fish*
Oceanogr., 7 : 326-334.
- CAYRÉ P. 1990 —
Les migrations : un comportement
déclenché par l'environnement.
Rec. Doc. Scient. ICCAT.
Vol. XXXII, 158-168.
- CAYRÉ P., BARD F.X.,
DIOUF T., 1988 —
« Les migrations des thonidés de
l'Atlantique ». *In* : Fonteneau and
Marcille (eds.). *Ressources, pêche et*
biologie des thonidés tropicaux de
l'Atlantique. FAO Tech. Doc. 292 :
111-156.
- CAYRÉ P., AMON KOTHIAS J.B.,
STRETTA J.M., DIOUF T., 1988 —
« Biologie des thons ». *In* :
Fonteneau and Marcille (eds.).
Ressources, pêche et biologie des
thonidés tropicaux de l'Atlantique.
FAO Tech. Doc. 292 : 157-264.
- DELECLUSE P., IMBARD M., LÉVY C.,
MADEC G., 1993 —
OPA Ocean General Circulation
Model, reference manual, 93/03.
- FONTENEAU A., 1997 —
Introduction aux problèmes
des relations thons-environnement
dans l'Atlantique. *In* : proceedings of
the ICCAT Symposium, Les Açores,
Juin 1996.
- FONTENEAU A., MARCILLE J., 1988 —
Ressources, pêche et biologie
des thonidés tropicaux de l'Atlantique
Centre-Est. FAO document technique
sur les pêches. Fonteneau A. Et
Marcille J. (eds.). *FAO Tech. Doc.*
292, 391 p.
- FONTENEAU A., GASCUEL D.,
PALLARES SOUBRIER P., 1997 —
Vingt-cinq ans d'évaluation des
ressources thonières dans l'Atlantique :
quelques réflexions méthodologiques.
in : Ouvrage du Symposium ICCAT,
Les Açores, Juin 1996.

- FONTENEAU A.,
PALLARES SOUBRIER P., 1995 —
Interactions between tuna fisheries :
a global review with specific
examples from the Atlantic ocean.
In Status of interaction
of Pacific tuna fisheries in 1995.
Shomura, Majkowski and Harman
(eds.). Proceedings of the second
FAO expert consultation on
interactions of pacific ocean tuna
fisheries. *FAO fisheries technical
paper*. 365 : 84-123.
- GASCUEL D., FONTENEAU A.,
CAPISANO C., 1992 —
Modélisation d'une croissance en deux
stades chez l'albacore (*Thunnus
albacares*) de l'Atlantique est. *Aquat.
Living Resour.*, 5 (3) : 155-172.
- MARSAC F. 1992 —
*Étude des relations entre
l'hydroclimat et la pêche thonière
haitienne tropicale dans l'Océan
Indien*. Thèse de doctorat. Université
de Bretagne Occidentale, 353 p.
- MAURY O., 1998 —
*Modélisation spatiale en halieutique.
Approche par simulateur sous SIG.
Application à la modélisation
hiérarchique de la population de thons
albacore (Thunnus albacares) de
l'Atlantique tropical*. Thèse de doctorat
de l'Ensar, Rennes, France, 350 p.
- MAURY O., GASCUEL D., 1999 —
SHADYS (Simulateur halieutique de
dynamiques spatiales), a GIS based
numerical model of fisheries.
Example application : the study of a
marine protected area. *Aquat. Living
Resour.*, 12 (2) : 77-88.
- MAURY O., GASCUEL D., soumis. —
« Local overfishing » and fishing
tactics. Theoretical meaning and
applied consequences on
assessment. *Aquat. Living Resour.*
- MAURY O, GASCUEL D., FONTENEAU A.,
DE ROSA A.L., sous presse —
Hierarchical Organisation of Non
Linear Processus Relating Yellowfin
Tuna Distribution to the Environment.
Can. J. Fish. Aquat. Sci.
- MAURY O, Gascuel D.,
Fonteneau A., 1998 —
Analyse non paramétrique
des influences de l'environnement
et de l'effort sur l'estimation
des biomasses locales de thons
albacore (*Thunnus albacares*)
dans l'Atlantique.
Utilisation des méthodes GAM.
XXXe Journées de Statistique,
Session biométrie et halieutique,
Rennes, 25-29 mai 1998, 4 p.
- MENDELSSOHN R., 1991 —
« Relating fisheries to the
environment in the Gulf of Guinea :
information, causality and long term
memory ». *In* : P. Cury and C. Roy
eds. *Pêcheries Ouest Africaines.
Variabilité, instabilité et changement*.
Orstom Editions : 446-465.
- MENDELSSOHN R., ROY C., 1986 —
« Environmental Influences on the
French, Ivory-Coast, Senegalese and
Moroccan Tuna Catches in the Gulf
of Guinea ». Proceedings of the
ICCAT conference on the
international skipjack year program.
P.E.K. Symons, P.M. Miyake and G.T.
Sakagawa eds : 170-188.
- MORLIERE A., 1989 —
Climatologie mensuelle d'une
simulation de l'océan Atlantique
tropical, *Rapp Int. LODYC 89/07*,
76 p.
- MORLIERE A., DELECLUSE P.,
ANDRICH P., CAMUSAT B., 1989 —
Une évaluation des champs
thermiques simulés par un modèle de
circulation générale océanique dans
l'Atlantique tropical, *Oceanol. Acta.*,
12 (1) : 9-22.
- MULLEN A.J., 1989 —
Aggregation of fish through variable
diffusivity. *Fishery Bulletin*,
87 (2) : 353-362.

- OKUBO A., 1980 — Diffusion and ecological problems : mathematical models. *Biomathematics* Vol.10. Springer-Verlag, 254 p.
- SANTA RITA VIEIRA M.E., 1991 — Saison de ponte et sex-ratio des albacores captures au Cap Vert. *In* Rapport de l'année albacore. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXVI : 564-586.
- SHARP G.D., DIZON A.E., 1978 — *The physiological ecology of tunas*. Sharp and Dizon (eds.). Academic Press, New York, 485 p.
- SIBERT J., HAMPTON J., FOURNIER D.A., 1996 — Skipjack movement and fisheries interaction in the western Pacific. *In* Status of interaction of Pacific tuna fisheries in 1995. Proceedings of the second FAO expert consultation on interactions of pacific ocean tuna fisheries. Shomura, Majkowski and Harman (eds.). *FAO fisheries technical paper*, 365 : 402-424.
- SIBERT J. R., FOURNIER D.A., 1994 — Evaluation of Advection-Diffusion Equations for Estimation of Movement Patterns from Tag Recapture Data. Proceedings of the first FAO expert consultation on interactions of pacific ocean tuna fisheries. Vol. 1. R. S. Shomura, J. Majkowski and S. Langi (eds) *FAO fisheries technical paper* 336/1, 326 p.
- SIBERT J., HAMPTON J., FOURNIER D.A., BILLS P., 1999 — An advection-diffusion-reaction model for the estimation of fish movement parameters from tagging data, with application to skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 925-938.



Osmose, un modèle individus-centré spatialement explicite des dynamiques halieutiques multispécifiques

Yunne-Jai Shin
Écologue halieute

Philippe Cury
Écologue halieute

■ Introduction

L'histoire des pêches est jalonnée de nombreux phénomènes de variabilité dans l'état et la dynamique des ressources marines : la chute des captures du hareng de la Mer du Nord (Cushing, 1992), l'émergence massive du baliste dans les captures du Golfe de Guinée dans les années soixante-dix (Caverivière, 1993) ou encore les dynamiques d'expansion et d'effondrement des petits pélagiques dans les zones d'upwelling (Cury, 1991) sont des exemples parmi beaucoup d'autres. Les difficultés de prédiction et d'exploitation de ces dynamiques par les approches halieutiques monospécifiques ont fait progressivement émerger la nécessité de prendre en compte d'autres facteurs susceptibles d'affecter les populations exploitées. L'importance des interactions interspécifiques a ainsi été mise en exergue et reconnue par de nombreuses études : les premières considérations des effets des interactions interspécifiques datent des années soixante avec les études de Larkin (1963) et Riffenburgh (1969) et ont connu une grande expansion dans les années quatre-vingt, parallèlement à l'intensification de

la pêche et l'augmentation du nombre d'espèces et de niveaux trophiques exploités (Mercer, 1982 ; May, 1984 ; Daan et Sissenwine, 1989). Très tôt, l'importance quantitative des flux d'énergie au sein de l'écosystème a été mise en évidence. À titre d'exemple, Daan (1973) a estimé la consommation en biomasse du stock de morue de la mer du Nord à 1 015 000 tonnes par an pour la période 1967-1970 (dont 359 000 tonnes concernent des populations exploitées), i.e. plus de trois fois sa propre biomasse. Sissenwine (1984) a estimé que les poissons du banc Georges consommaient de 60 à 90 % de leur propre production. Ces chiffres à eux seuls justifient la nécessité de prendre en compte les effets des interactions interspécifiques dans les modèles de gestion des pêcheries.

Le premier courant d'investigations multispécifiques a généralement consisté en une extension des modèles halieutiques classiques initialement développés au niveau monospécifique. En d'autres termes, les analyses ont été élaborées à partir de la connaissance des processus monospécifiques pour en déduire les comportements des assemblages multispécifiques. Kirkwood (1982) et Ströbele et Wacker (1991), par exemple, se sont intéressés au modèle multispécifique de Shaefer qui consiste à ajouter dans l'équation monospécifique des termes linéaires d'interactions interspécifiques. De la même manière, la méthode analytique de MSVPA (Multi-species virtual population analysis) repose sur l'analyse des cohortes classique avec l'inclusion de taux de mortalité due à la prédation (Andersen et Ursin, 1977 ; Helgason et Gislason, 1979 ; Pope, 1979). Cette approche développée sur l'écosystème de la mer du Nord est utilisée annuellement pour l'évaluation des stocks exploités par le « Multispecies Assessment Group » de l'Ices (International council for the exploitation of the sea). Un courant parallèle a également vu le jour avec l'extension des connaissances acquises en écologie terrestre : le modèle pionnier de « Lotka-Volterra » (Volterra, 1926 ; Lotka, 1932) a notamment engendré une variété de modèles dynamiques d'interactions multispécifiques se focalisant sur l'étude des types de réponses fonctionnelle et numérique des prédateurs (e.g. Holling, 1959 ; Arditi et Ginzburg, 1989 ; Yodzis, 1994). Finalement, un certain nombre d'études et de modèles ont été développés au niveau écosystémique, motivés par l'observation de certains traits récurrents des écosystèmes marins suggérant que les interactions internes à l'écosystème sont des facteurs de structuration importants (Dickie et Kerr,

1982). Une observation répandue est par exemple la stabilité de la production des écosystèmes marins relativement à celle des espèces individuelles (e.g. Sutcliffe *et al.*, 1977 ; May *et al.*, 1979, Murawski *et al.*, 1991). Dans cette catégorie d'approches écosystémiques, on peut citer l'utilisation du concept de MSY (maximum sustainable yield) considérant l'ensemble des espèces exploitées comme formant un stock unique (Brown *et al.*, 1976 ; FAO, 1978) : la production à l'équilibre de l'assemblage multispécifique serait alors une fonction parabolique de l'effort de pêche et le MSY correspondrait à l'exploitation de la moitié de la biomasse vierge de cet assemblage. Plus récemment, Polovina (1984) et Christensen et Pauly (1992) ont développé le modèle écosystémique Ecopath, fréquemment utilisé dans la communauté scientifique halieutique. Dans ce modèle, les espèces sont ségréguées en groupes fonctionnels reliés entre eux par des flux de matière. Deux équations de conservation de masse décrivant la production et la consommation à l'équilibre de chaque groupe d'espèces forment la base de ce modèle.

Depuis près de quatre décennies ont donc été développés un certain nombre de modèles multispécifiques qu'on peut classer suivant deux grandes tendances. La première consiste à affiner les connaissances acquises au niveau monospécifique par le couplage de dynamiques d'un nombre limité d'espèces. La deuxième, plus exhaustive en ce qui concerne le nombre de composantes spécifiques prises en compte, s'intéresse aux propriétés de l'écosystème, les dynamiques spécifiques n'étant pas explicitement modélisées. En développant un nouveau type de modèle multispécifique, nous tentons de concilier différents niveaux d'appréhension des dynamiques des populations exploitées. Les processus d'interactions interspécifiques y sont explicités, avec pour objectif de pouvoir étudier à la fois les dynamiques spécifiques et les propriétés d'assemblages multispécifiques exhaustifs.

Le modèle proposé Osmose (Object-oriented simulator of marine ecosystem exploitation) permet de faire émerger une architecture de réseau trophique à partir de règles de comportements individuels simples de prédation. À la différence de la plupart des modèles multispécifiques développés en halieutique, les dynamiques spécifiques ne sont pas modélisées à partir de relations interspécifiques pré-établies de prédation et de compétition : chaque poisson peut en effet

être une proie ou un prédateur potentiel pour un autre, indépendamment de son identité taxonomique, mais selon des règles d'adéquation de taille corporelle entre le prédateur et sa proie (Cousins, 1991 ; Rice, 1995). Bien que suggéré par plusieurs études théoriques (e.g. Bond, 1979 ; Laevastu et Larkins, 1981 ; Sissenwine, 1984), l'opportunisme de prédation n'a pas réellement été implémenté dans les modèles multispécifiques. Osmose est un modèle dynamique de réseau trophique dans lequel les poissons piscivores peuvent changer d'espèce proie cible en fonction des conditions d'abondance relative de proies et des caractéristiques de taille corporelle. Les poissons non piscivores sont également pris en compte dans le modèle et sont soumis à une contrainte globale de capacité de charge. L'objectif de cet article est méthodologique. Il s'agit de présenter de manière détaillée le modèle Osmose, les hypothèses sur lesquelles il s'appuie, sa structure ainsi que son implémentation informatique.

I Osmose, un modèle individus-centré hiérarchisé

L'approche individus-centrée fait l'objet d'un intérêt croissant parmi les biologistes des populations (Huston *et al.*, 1988, DeAngelis et Gross, 1992 ; Van Winkle *et al.*, 1993 ; Judson, 1994). Elle consiste à suivre chacun des individus d'une population au cours du temps, en leur assignant des règles de comportement qui permettent de prendre en compte les interactions locales entre les individus et avec leur environnement. L'approche individus-centrée postule que des événements apparemment mineurs entre les individus peuvent avoir des effets non négligeables sur la dynamique et l'état global des populations (Judson, 1994). Concernant l'étude des communautés multispécifiques, il existe des cas pour lesquels la modélisation individus-centrée fournit un nouvel éclairage sur certaines questions écologiques cruciales. Par exemple, lorsque les populations d'étude sont de faible effectif, la modélisation par variable globale d'état peut exacerber leurs probabilités d'extinction (DeAngelis et Gross,

1992). La modélisation du processus de prédation au niveau individuel ainsi que l'inclusion explicite d'interactions spatiales a en outre permis de rendre compte de la coexistence à long terme d'espèces compétitrices, différant peu dans leur utilisation apparente de la ressource (Uchmanski et Grimm, 1996).

Une des hypothèses principales de notre modélisation est l'opportunisme de prédation. Cet opportunisme peut être aisément géré au niveau individuel avec l'application du « principe de localisation » qui établit qu'un individu est exclusivement affecté par les seuls organismes qui sont localisés dans son environnement spatio-temporel proche (DeAngelis et Gross, 1992). Le choix d'une modélisation individus-centrée se justifie également par la seconde hypothèse de travail, à savoir la sélection de proies par des critères de taille corporelle, trait caractérisable au niveau individuel. En outre, cette approche permet, de manière relativement simple, de modéliser les dynamiques spatiales d'un grand nombre de populations en interaction.

Des contraintes techniques liées au temps de calcul mais surtout à la quantité de mémoire informatique requise, sont imposées par le très grand nombre de poissons à prendre en compte, nombre d'autant plus élevé que tous les stades, notamment les stades précoces, oeufs et larves, sont représentés. Plusieurs types de solutions sont utilisés parmi les modèles individus-centrés publiés en écologie marine. Scheffer *et al.* (1995) et Rose *et al.* (1993) proposent en particulier de considérer comme unité d'interaction, non pas un individu singulier, mais un groupe d'individus possédant les mêmes caractéristiques et situés dans le même environnement. En effet, les individus informatiques ne sont pas nécessairement des individus au sens biologique du terme (Czaran, 1998). La condition nécessaire à leur définition est qu'ils soient suffisamment « fins » pour prendre en compte les phénomènes de variabilité intra-classe (de taille, d'âge...) liés à l'histoire propre de chaque groupe en interaction locale avec son environnement. Dans *Osmose*, l'unité d'interaction correspond ainsi à un « super-individu », i.e. un groupe de poissons de même taille corporelle, localisés au même endroit, nécessitant le même type de nourriture et appartenant à la même espèce (et donc possédant initialement les mêmes caractéristiques physiologiques et morphologiques). Un tel regroupement d'individus peut être mis en

relation avec la formation de bancs de poissons qui a lieu, pour environ 80 % des espèces de poissons, pendant au moins un stade du cycle de vie (Burgess et Shaw, 1979). Les bancs de poissons sont, certes, plus hétérogènes que les groupes de poissons modélisés dans Osmose. Par exemple, leur composition spécifique peut varier dans le temps (Bakun et Cury, 1999). Mais une forte homogénéité en taille corporelle les caractérise aussi (Fréon, 1984 ; Pitcher *et al.*, 1985). Par commodité, nous emploierons par la suite indifféremment les termes super-individu et banc de poissons. L'architecture de Osmose est hiérarchisée puisqu'un banc de poissons appartient à une cohorte appartenant elle-même à une espèce. Quatre classes informatiques correspondant à des entités biologiques sont donc représentées : la classe système, la classe espèce, la classe cohorte et la classe banc (fig. 1). Ainsi, les objets informatiques bancs de poissons sont caractérisés par des attributs combinant à la fois leur héritage génétique (selon l'espèce d'appartenance) et leur histoire vécue (résultant des interactions locales avec leur environnement). Ceci forme l'unicité physiologique et comportementale de chaque individu selon la définition de DeAngelis et Gross (1992). La structure hiérarchisée de Osmose permet d'étudier certaines variables clés à différents niveaux d'agrégation, notamment l'abondance, ou la biomasse par âge ou par espèce. Car l'état de chaque super-individu étant connu, l'état de la population ou autre entité agrégée peut être simplement généré par la somme (moyenne, variance...) des attributs de l'ensemble des individus similaires.

En outre, Osmose permet de simuler différents niveaux de richesse spécifique en créant autant d'objets « espèce » que nécessaire. Ceux-ci sont caractérisés par des paramètres de survie (longévité, taux de mortalité), de croissance (paramètres de von Bertalanffy) et de reproduction (âge de maturité, fécondité relative) qui sont disponibles pour de nombreuses espèces dans la littérature ou dans des bases de données telles que FishBase (Froese et Pauly, 1997).

À un niveau d'agrégation supérieur, le système modélisé peut être caractérisé par sa richesse spécifique, par le type d'assemblage multisécifique considéré, par une capacité de charge (type de dynamique et valeur moyenne), et un schéma d'exploitation comme cela sera décrit dans la section suivante.

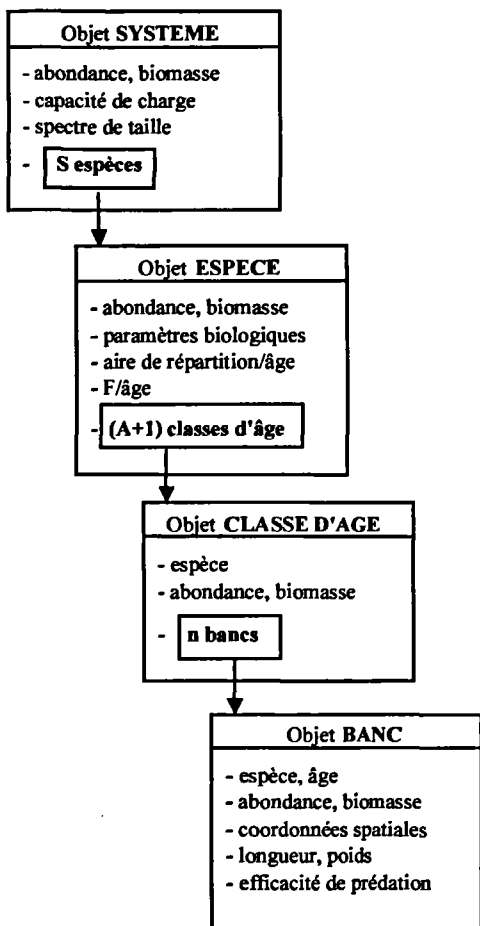


Figure 1
Structure hiérarchique de Osmose.

Description des processus modélisés

Osmose est développé dans le langage orienté-objet Java (Jdk 1.1.3, Sun Microsystems). Il s'agit d'un modèle multispécifique, spatial et dynamique, structuré en âge et taille. Une interface graphique inter-

active permet une définition personnalisée du cadre de simulation (paramètres biologiques des populations en interaction, options de simulation, traits de côte, aires de distribution des espèces...). Le pas de temps du modèle est une saison de reproduction t , en général un an dans les écosystèmes de hautes latitudes. Selon les besoins de simulations, ce pas de temps peut être affiné jusqu'à l'ordre du mois pour pouvoir prendre en compte certains processus tels que les migrations intra-annuelles ou définir plus précisément les périodes de reproduction propres à chaque espèce. Les bancs de poissons évoluent dans une grille à deux dimensions composée de cellules carrées $C_{x,y}$ $\{C_{x,y} \mid x \in [0,X], y \in [0,Y]\}$, à frontières fermées, dont les côtés X et Y peuvent être définis.

Initialisation

À l'initialisation du modèle, S objets « espèce » sont créés. Cette étape requiert l'affectation des valeurs de certains attributs pour chaque objet espèce s ($s = 1, \dots, S$), à savoir :

- A_s : l'âge terminal ou longévité de l'espèce s (an)
- a_{M_s} : l'âge de maturité (an)
- ϕ_s : la fécondité relative (nombre d'œufs par gramme de femelle mature)
- $L_{\infty_s}, K_s, a_{0_s}$: les paramètres du modèle de croissance de von Bertalanffy (cm, an^{-1} , an)
- c_s : le paramètre d'allométrie (g.cm^{-3})
- $\{F_{s,a} \mid 0 \leq a \leq A\}$: avec $F_{s,a}$, le taux de mortalité par pêche pour la classe d'âge a .
- $\{A_{s,a} \mid 0 \leq a \leq A\}$: avec $A_{s,a}$, l'ensemble des cellules $C_{x,y}$ de l'aire de répartition moyenne des poissons de la classe d'âge a , de l'espèce s .

Successivement sont alors créés les objets cohortes et bancs relatifs à chaque espèce, héritant des caractéristiques biologiques spécifiques. Ainsi, la longueur et le poids moyens des poissons d'âge a , de l'espèce s , $L_{s,a}$ et $W_{s,a}$, respectivement, peuvent être calculés à partir du modèle de croissance de von Bertalanffy (1938) :

$$L_{s,a} = L_{\infty_s} (1 - e^{-K_s(a-a_{0_s})}) \quad (1)$$

$$W_{s,a} = c_s L_{s,a}^3 \quad (2)$$

Ces valeurs moyennes initiales sont affectées aux objets bancs de poissons créés. Ainsi, au temps $t=0$, les poissons de même âge et de même espèce ont initialement tous les mêmes valeurs d'attributs taille et poids corporels. Ces attributs seront amenés à varier au cours du temps en fonction des conditions trophiques rencontrées par chaque banc de poissons.

En outre, l'abondance de chaque classe d'âge est initialement répartie en n bancs de poissons. L'effectif initial de chaque classe d'âge et consécutivement des bancs de poissons peut être déterminé de deux manières différentes selon les informations disponibles et l'objectif de simulation : soit à partir des abondances par espèce N_s ($s = 1, \dots, S$) fournies en entrée du modèle, soit à partir du spectre de taille de l'écosystème étudié (annexe 2).

Enfin, pour chaque classe d'âge a de l'espèce s , les n bancs de poissons sont distribués aléatoirement dans leur aire de répartition $\mathcal{A}_{s,a}$. Pour chaque année simulée t , le cycle de vie des poissons peut alors être modélisé suivant les étapes décrites dans la figure 2.

Contrainte de capacité de charge

L'hypothèse de l'existence d'une contrainte de capacité de charge émise dès 1838 par Verlhust au niveau monospécifique, est étendue au niveau de l'écosystème par Sutcliffe *et al.* (1977) et récemment utilisée par Wilson *et al.* (1991) dans leur modèle de pêche multispécifique. Dans Osmose, la capacité de charge correspond à la limite maximale de biomasse viable de l'ensemble des poissons non piscivores du système. L'état piscivore des bancs de poissons, qui peut être précisé en entrée du modèle, dépend de leur identité taxonomique et de leur âge. Lorsqu'aucun état n'est spécifié, les poissons d'âge 1+ sont considérés piscivores par défaut et les poissons d'âge 0 non piscivores. En outre, la dynamique de la capacité de charge au cours du temps peut être modélisée de différentes manières selon les besoins de simulation et l'écosystème considéré. Une valeur moyenne de capacité de charge \overline{CC} est attribuée au système ainsi qu'un type de dynamique (fig. 3) :

- dynamique stationnaire : $\forall t \in |N, CC(t) = \overline{CC}$

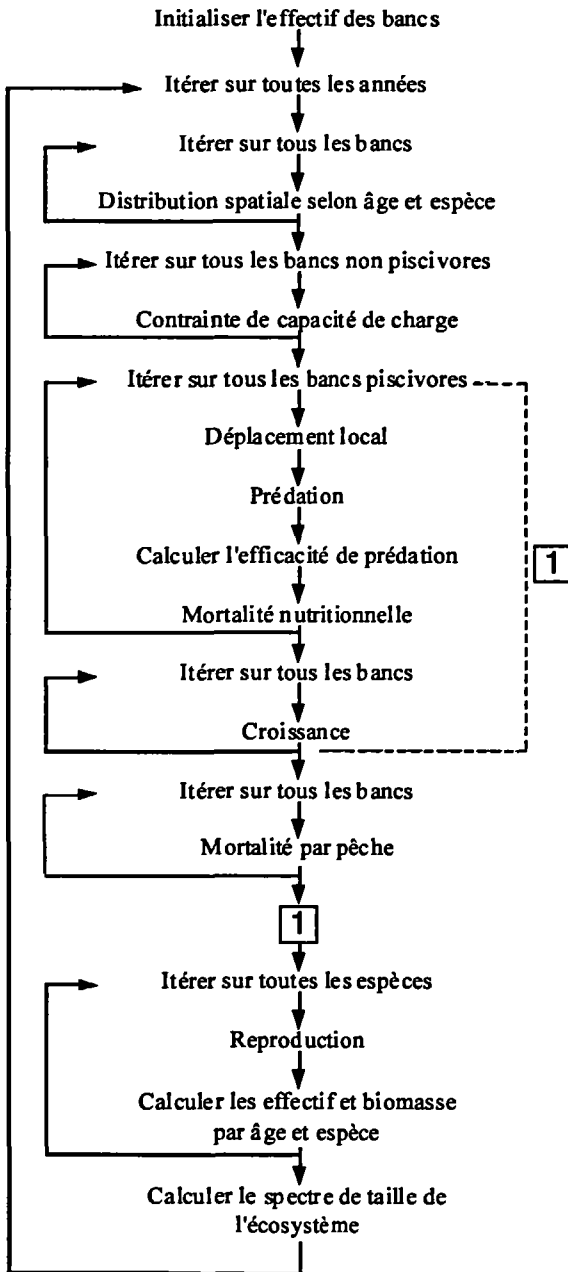


Figure 2
Processus modélisés dans Osmose pendant une année simulée.

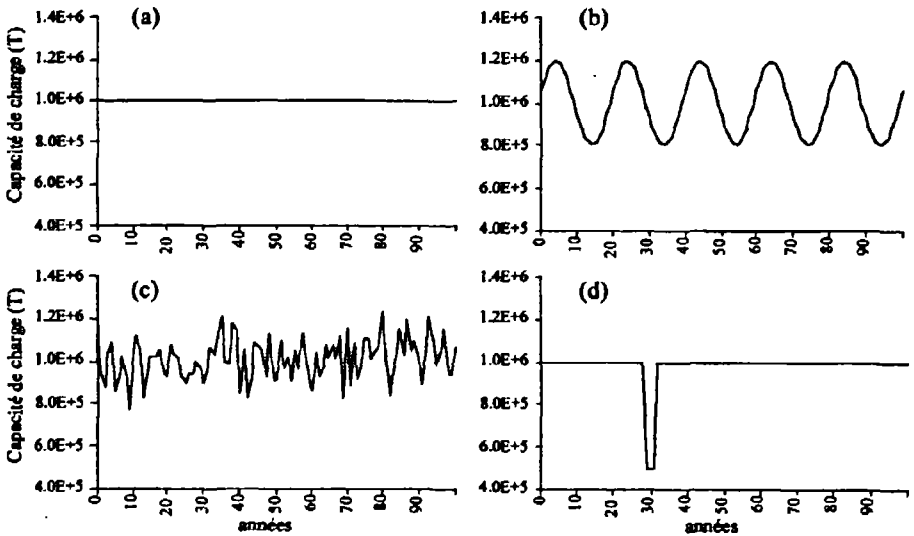


Figure 3

Exemples numériques des différentes dynamiques de capacité de charge pouvant être simulées dans Osrose :
 (a) dynamique stationnaire ;
 (b) dynamique périodique ;
 (c) dynamique aléatoire ;
 (d) dynamique stationnaire avec occurrence d'une anomalie.
 La capacité de charge correspond ici à la limite maximale de biomasse viable de l'ensemble des poissons non piscivores du système simulé.

- dynamique périodique : $CC(t) = \overline{CC} + \delta_{cc} \sin\left(\frac{2\pi t}{T_{cc}}\right)$

avec δ_{cc} l'amplitude ($\delta_{cc} < \overline{CC}$), T_{cc} la période ;

- dynamique aléatoire : $\{\overline{CC}(t)\}_{t \in \mathbb{N}}$ est une séquence de réalisations d'une suite de variables aléatoires gaussiennes indépendantes équidistribuées, de moyenne \overline{CC} et d'écart type σ_{cc} ($\sigma_{cc} \ll \overline{CC}$) ;

- dynamique stationnaire avec occurrence d'une anomalie
 $CC^* : \forall t \in [t^*, t^* + \Delta t^*], CC(t) = CC^*$ avec t^* , l'année d'occurrence de l'anomalie, Δt^* la durée de cette anomalie.

La capacité de charge est répartie de manière homogène sur toute la grille spatiale. Ainsi, à chaque début d'itération t , une valeur de

capacité de charge est localement attribuée à chaque cellule de la grille telle que :

$$\forall (x,y) \in [0,X] \cap [0,Y], CC_{t,x,y} = \frac{CC_t}{XY}$$

où CC_t est la valeur de la capacité de charge au temps t , x et y sont les coordonnées spatiales de la cellule, X et Y les tailles des côtés de la grille.

Dans chaque cellule, la biomasse totale non-piscivore $B'_{t,x,y}$ est alors comparée à la capacité de charge locale : (i) si $B'_{t,x,y}$ est inférieure à la capacité de charge, la contrainte n'a pas d'effet sur la survie des poissons, (ii) si elle dépasse la capacité de charge, la biomasse non-piscivore est réduite jusqu'à atteindre le niveau de capacité de charge. La réduction de biomasse s'opère de manière uniforme sur tous les groupes de poissons non piscivores : la même fraction de biomasse $[(B'_{t,x,y} - CC_{t,x,y}) / B'_{t,x,y}]$ est soustraite à chaque groupe de poissons. La contrainte de capacité de charge revient donc à appliquer localement un taux de mortalité nutritionnelle aux groupes de poissons non piscivores quand leur biomasse excède localement la capacité de charge.

Déplacement local des bancs

Cette étape, ainsi que le processus de prédation sous-jacent, concerne uniquement les poissons piscivores du système. Pour ces deux étapes, l'ordre dans lequel les individus bancs de poissons agissent est tiré aléatoirement à chaque nouveau pas de temps t . Le déplacement local d'un banc de poissons est déterminé par l'évaluation de la favorabilité trophique de son environnement proche, ce dernier étant représenté par \mathcal{V}_{x_0,y_0} , un ensemble de cellules contenant la cellule C_{x_0,y_0} dans laquelle le banc se trouve et les cellules voisines de C_{x_0,y_0} , telles que :

$$\mathcal{V}_{x_0,y_0} = \{C_{x,y} \mid (x,y) \in ([x_0-1,x_0+1] \times [y_0-1,y_0+1]) \cap ([0,X] \times [0,Y])\}$$

Le critère de déplacement d'un banc de poissons est donc la recherche de la cellule dans laquelle la biomasse de proies potentielles est la plus importante. Soit τ le rapport minimal théorique de la taille corporelle d'un prédateur à celle de sa proie. Pour un banc

d'indice i_0 , les bancs potentiellement proies sont donc ceux dont les poissons ont une taille inférieure à la taille critique L_{i_0}/τ .

Ainsi, un banc i_0 , situé dans la cellule C_{x_0,y_0} se déplacera vers la cellule $C_{x',y'}$ si celle-ci satisfait la condition :

$$\sum_{\substack{i \in \{1 \dots n_{x',y'}\} \\ L_i \leq L_{i_0}/\tau}} B_{i,x',y'} = \text{Max}_{x_0,y_0} \left(\sum_{\substack{i \in \{1 \dots n_{x,y}\} \\ L_i \leq L_{i_0}/\tau}} B_{i,x,y} \right)$$

avec $n_{x,y}$ le nombre de bancs de poissons situés dans la cellule $C_{x,y}$, L_i la longueur des poissons appartenant au banc i , et $B_{i,x,y}$ la biomasse du banc i situé dans la cellule $C_{x,y}$.

Notons que l'hypothèse selon laquelle les individus sont capables d'évaluer leur environnement proche, est couramment adoptée dans les modèles individu-centrée pour la mise en oeuvre des déplacements locaux (e.g. Spencer, 1997 ; Tyler et Rose, 1997 ; Beecham et Farnsworth, 1998) et d'une manière plus générale, fait partie d'un ensemble d'hypothèses à la base de la théorie classique de l'optimisation de la recherche de nourriture (« optimal foraging theory » ; Perry et Pianka, 1997). McNamara et Houston (1994) et Tyler et Rose (1994) supposent qu'au niveau individuel, les décisions de déplacement sont contraintes par la maximisation de la « fitness », ou valeur adaptative des individus, tout en soulignant la difficulté de décrire une fonction adéquate de fitness car celle-ci dépend de différents facteurs (survie, croissance, capacité reproductive...). Dans ce contexte, la fitness des individus est souvent assimilée à la maximisation de la prise alimentaire (Pyke, 1984) et de nombreux auteurs supposent que les déplacements locaux individuels à l'intérieur des aires de répartition des espèces définies par l'environnement abiotique, sont principalement guidés par la recherche de nourriture (e.g. Kareiva et Odell, 1987 ; Dingle, 1996). Dans notre modèle, le déplacement des super-individus s'effectue vers la cellule la plus dense en proies potentielles et tend donc à maximiser la prise alimentaire. Ce déterminisme, et la connaissance locale parfaite du milieu par les individus qu'il implique, a été choisi plutôt qu'un déplacement aléatoire, étant donné que le déplacement des poissons est supposé être le résultat d'une exploration systématique du milieu, à l'intérieur d'un pas de temps de simulation relativement long, de l'ordre du mois à l'année.

Prédation

Après s'être déplacé dans la cellule la plus dense en proies, chaque banc de poissons procède à la phase d'alimentation, causant ainsi une mortalité par prédation sur chaque banc proie ciblé.

Rappelons que deux critères forment la base du processus de prédation : un individu peut potentiellement se nourrir d'individus de n'importe quelle espèce sous les conditions suivantes : (i) qu'il y ait co-occurrence spatio-temporelle (à un temps t , les bancs de poissons proies doivent se trouver dans la même cellule pour pouvoir être considérés comme accessibles) et (ii) que le rapport de la taille du prédateur sur celle de la proie soit inférieur à une valeur seuil τ (estimée approximativement à 3.5 dans Fishbase 97 - Froese et Pauly, 1997). Une première conséquence de ces règles de comportement est qu'une espèce peut occuper différents niveaux trophiques du système selon les classes d'âge considérées (Bond, 1979 ; Rice, 1995) : deux espèces peuvent donc être simultanément prédatrice et proie l'une de l'autre. L'opportunisme de prédation permet également de prendre en compte la possibilité d'un phénomène de cannibalisme. Il est en outre consistant avec l'observation de régimes alimentaires parfois très variés et variables dans le temps. Ces différents traits trophiques qui caractérisent les systèmes virtuels simulés avec Osmose, peuvent être observés dans la réalité par le biais d'analyses de régimes alimentaires entreprises dans différents écosystèmes mondiaux (e.g. Gislason et Helgason, 1985 ; Crawford, 1987 ; Alheit, 1987 ; Mittelbach et Persson, 1998).

Finalement, à l'issue du processus de prédation, une efficacité de prédation ξ_i est calculée pour chaque banc de poissons i ($\xi_i \in [0,1]$). Ce coefficient est déterminé par le ratio entre la biomasse de nourriture ingérée par un banc et la quantité de nourriture requise pour remplir ses fonctions vitales. Par souci de simplicité, cette quantité de nourriture requise par unité de poids corporel est supposée d'une part, être identique pour toutes les espèces du système et d'autre part, constituer un seuil maximal d'ingestion. À partir de valeurs disponibles pour plusieurs espèces (Laevastu et Larkins, 1981 ; Gislason et Helgason, 1985 ; Longhurst et Pauly, 1987), il est estimé qu'un poisson doit consommer annuellement 3.5 grammes de nourriture par gramme corporel au maximum.

Croissance

Les taux de croissance annuels moyens en longueur des poissons d'âge a , d'espèce s , sont calculés à partir du modèle de von Bertalanffy (équation (1)) :

$$\Delta L_{s,a} = L_{\infty,s} (1 - e^{-K_s}) e^{-K_s(a-a_0,s)}$$

Ce taux moyen est réajusté pour pouvoir tenir compte de la quantité de nourriture ingérée par chaque banc de poissons au cours d'un pas de temps t . Laevastu et Larkins (1981) ont estimé en moyenne à 0,55 % du poids corporel, la ration alimentaire journalière de maintenance du poisson (*i.e.* pour laquelle il n'y a ni augmentation, ni baisse de biomasse), ce qui représente une ration annuelle de 2,01 grammes de nourriture par gramme corporel. On peut alors calculer un seuil critique pour l'efficacité de prédation à partir duquel on considère que la ration alimentaire est dédiée à la croissance du poisson : $\xi_{crit} = (\text{ration annuelle de maintenance} / \text{ration annuelle moyenne}) = 0,57$. Une approximation simple est de considérer que pour un banc i , si $\xi_i \geq \xi_{crit}$, alors le taux de croissance en longueur varie linéairement avec ξ_i , tel que (i) pour $\xi_i \geq \xi_{crit}$, le taux est nul, (ii) pour $\xi_i = (\xi_{max} + \xi_{crit})/2$, sachant que $\xi_{max} = 1$, le taux de croissance en longueur équivaut au taux moyen $\Delta L_{s,a}$ (fig. 4). Ainsi, le taux de croissance en longueur $\Delta L_{s,a,i,t}$ d'un banc i , d'âge a , d'espèce s , au pas de temps t peut être déterminé par l'expression suivante :

$$\begin{cases} \Delta L_{s,a,i,t} = 0 & \text{si } \xi_{i,t} < \xi_{crit} \\ \Delta L_{s,a,i,t} = \frac{2\Delta L_{s,a}}{1 - \xi_{crit}} (\xi_{i,t} - \xi_{crit}) & \text{si } \xi_{i,t} \geq \xi_{crit} \end{cases}$$

Le poids corporel des poissons est ensuite calculé à partir de la relation d'allométrie (équation (2)).

Mortalité nutritionnelle

On considère qu'une mortalité nutritionnelle peut affecter les bancs de poissons lorsque la ration alimentaire est trop faible pour subvenir aux besoins de maintenance des poissons (sous-nutrition,

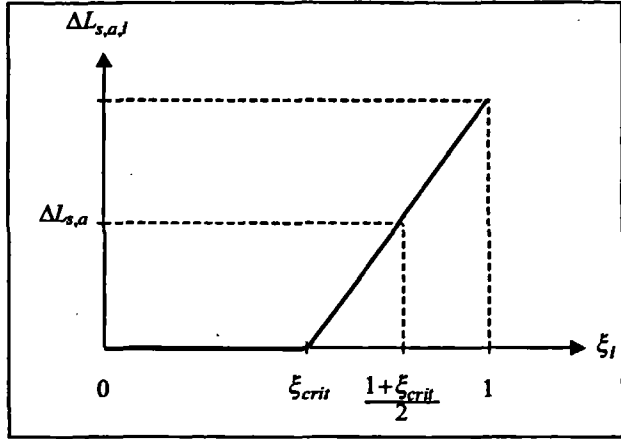


Figure 4

Courbe théorique du taux de croissance en longueur $\Delta L_{s,a,i}$ en fonction de l'efficacité de prédation ξ_i du banc de poissons i , d'âge a et de l'espèce s . $\Delta L_{s,a}$ représente le taux de croissance moyen d'un poisson d'âge a , de l'espèce s suivant le modèle de von Bertalanffy. ξ_{crit} représente l'efficacité de prédation correspondant à la ration alimentaire de maintenance du poisson.

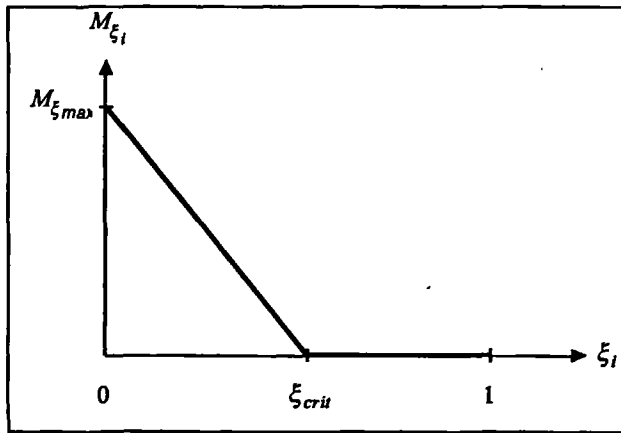


Figure 5

Courbe théorique du taux de mortalité nutritionnelle M_{ξ_i} en fonction de l'efficacité de prédation ξ_i du banc de poissons i . $M_{\xi_{max}}$ représente le taux de mortalité nutritionnelle maximal, fixé en début de simulation. ξ_{crit} représente l'efficacité de prédation correspondant à la ration alimentaire de maintenance du poisson.

sensibilité accrue aux variations environnementales, aux maladies.). Ce processus est très peu documenté, la plupart des modèles d'interactions intersécifiques considérant la décroissance ou la croissance d'une population au niveau global, c'est-à-dire en termes de biomasse dont les variations reflètent à la fois les phénomènes de croissance somatique, de reproduction et de mortalité. Ceci est typiquement le cas pour les modèles prédateur-proie de type Lotka-Volterra. Concernant le modèle multisécifique MSVPA développé en Mer du Nord, seules les mortalités par pêche et par prédation sont prises en compte (Gislason et Helgason, 1985). Les quelques rares études consacrées au processus de mortalité nutritionnelle concernent les stades larvaires des poissons pour lesquels cette source de mortalité est exacerbée, la phase post-vitelline étant considérée être une phase critique pour le succès du recrutement (Theilacker, 1985 ; Hewitt *et al.*, 1986). Ces études consistent à estimer les taux de mortalité larvaire mais ne proposent pas de modèles de mortalité en fonction de la ration alimentaire qui pourraient être étendus aux stades adultes des poissons. Beverton et Holt (1957) évoquent la possibilité d'une mortalité nutritionnelle pour les stades adultes des poissons dans un modèle reliant linéairement le taux de mortalité naturelle à la densité des poissons. En effet, ils suggèrent que la densité-dépendance de la mortalité résulterait d'une compétition intrasécifique pour la nourriture, cette dernière pouvant se traduire en une sous-nutrition des poissons. En considérant que pour chaque espèce, les ressources nutritionnelles sont limitées, le modèle linéaire de Beverton et Holt (1957) est utilisé en faisant l'hypothèse que plus la densité des poissons augmente, plus la ration alimentaire des poissons diminue. Ainsi, le taux de mortalité nutritionnelle M_{ξ_i} d'un banc de poissons i peut s'exprimer linéairement en fonction de l'efficacité de prédation lorsque $\xi_i \leq \xi_{crit}$ (fig. 5). L'équation suivante est appliquée, avec $M_{\xi_{max}}$ le taux de mortalité nutritionnelle maximal, fixé en début de simulation :

$$\begin{cases} M_{\xi_i} = 0 & \text{si } \xi_i > \xi_{crit} \\ M_{\xi_i} = \frac{M_{\xi_{max}}}{\xi_{crit}} \xi_i + M_{\xi_{max}} & \text{si } \xi_i \leq \xi_{crit} \end{cases}$$

En conséquence, le nombre de poissons morts par nutrition $N_{M\xi_{i,t}}$ du banc i pour le pas de temps t , peut s'exprimer par la formule suivante :

$$N_{M\xi_{i,t}} = N_{i,t}(1 - e^{-M\xi_{i,t}})$$

Mortalité par pêche

L'activité de pêche est représentée par le vecteur $\{F_{s,a} \mid 0 \leq a \leq A\}$, précisé en entrée du modèle pour chaque espèce s du système implémenté. Il s'agit alors de déterminer quand doit s'appliquer cette mortalité par pêche, *i.e.* déterminer un ordre de succession dans le pas de temps t des différents processus affectant l'effectif de chaque espèce : la mortalité par prédation, la mortalité nutritionnelle, la mortalité par pêche. Les deux premières sources de mortalité sont implémentées au niveau individuel du banc de poissons. Durant tout le pas de temps t , chaque banc de poissons agit et interagit successivement, causant dans son environnement une mortalité explicite des bancs proies, et résultant en une mortalité nutritionnelle plus ou moins importante. Les mortalités par prédation et nutritionnelle peuvent donc être considérées comme continues à l'intérieur du pas de temps. À l'instar de Pope (1972), on émet alors l'hypothèse que le taux de mortalité par pêche annuel $F_{s,a}$ s'applique instantanément au milieu de l'intervalle de temps $[t, t+1]$. Hilborn et Walters (1992) considèrent que l'erreur induite par cette approximation est négligeable si le taux de mortalité totale annuel est inférieur à 1. Ainsi, à l'intérieur d'un pas de temps t , chaque banc de poissons réalise deux actions de déplacement local, et deux actions de prédation entrecoupées d'une mortalité par pêche au temps $(t+1)/2$. L'efficacité de prédation ξ de chaque banc est donc réactualisée à deux reprises, en milieu et en fin de pas de temps, ainsi que la détermination consécutive des taux de croissance et de mortalité nutritionnelle (fig. 2).

Reproduction

Chaque espèce possède comme attribut d'entrée la fécondité relative ϕ_s , *i.e.* le nombre d'œufs pondus par gramme de femelle mature.

Soit BF_s la biomasse féconde de l'espèce s , $B_{s,a}$ la biomasse de la classe d'âge a de l'espèce s , $a_{M,s}$ son âge de maturité, A_s sa longévité. En faisant l'hypothèse que le sex-ratio est égal à 1:1 pour toutes les espèces, l'équation suivante est appliquée :

$$N_{s,0,t+1} = \phi_s BF_{s,t} \quad \text{avec} \quad BF_{s,t} = \frac{1}{2} \sum_{a=a_{M,s}}^{A_s} B_{s,a,t}$$

Une variabilité de la croissance en fonction de la ration alimentaire ayant été implémentée, le processus de reproduction dépend également, de manière implicite, des conditions alimentaires rencontrées localement dans le temps et l'espace par chaque banc de poissons. En outre, deux raisons ont présidé au choix de l'implémentation d'une relation entre la production d'œufs et la biomasse féconde, au lieu de modéliser directement le niveau de recrutement de chaque espèce. La première est la nécessité de modéliser explicitement les stades larvaires des poissons car ceux-ci représentent une quantité de nourriture non négligeable pour les bancs de poissons adultes, influant ainsi en partie sur la dynamique du système. La deuxième raison est de pouvoir représenter le processus de manière simple par une relation linéaire, et de ne pas avoir à faire d'hypothèses contraignantes sur la forme de la relation stock-recrutement à choisir. Le niveau de recrutement émerge en effet naturellement de la survie annuelle des œufs et juvéniles au regard du processus de prédation et du niveau annuel de la capacité de charge du système.

Conclusion

Actuellement, essentiellement deux modèles multispécifiques marins sont utilisés dans la communauté scientifique halieutique : la MSVPA (Andersen et Ursin, 1977 ; Helgason et Gislason, 1979 ; Pope, 1979) et Ecopath (Polovina, 1984 ; Christensen et Pauly, 1992). Le succès de la MSVPA est principalement dû à son utilisation possible dans l'évaluation des stocks exploités; la MSVPA fournit un outil pour affiner l'estimation des taux de mortalité naturelle des poissons et pour diagnostiquer les effets de certaines mesures de gestion comme la mise en place de quotas ou le chan-

gement de tailles de mailles. Un travail considérable a été entrepris pour appliquer le modèle à l'écosystème de la Mer du Nord et a permis d'acquérir une meilleure connaissance des processus de prédation (Kerr et Ryder, 1989). La quantité de données biologiques requises rend toutefois difficile l'application de ce modèle à d'autres écosystèmes. Le modèle Ecopath a été développé pour estimer les flux trophiques au sein d'un écosystème. Appliqué à des écosystèmes variés tels les écosystèmes d'upwelling (Jarre-Teichmann et Christensen, 1998), de récifs coralliens (Arias-Gonzales *et al.*, 1997), océaniques (Christensen et Pauly, 1998) ou côtiers (Christensen et Pauly, 1992), Ecopath fournit une architecture trophique globale des écosystèmes, permet l'étude de certains indices écosystémiques et a permis en cela d'importantes généralisations sur le fonctionnement des écosystèmes marins (Pauly *et al.*, 1998). Toutefois, le manque de détail sur la structure en âge et taille des populations ne permet pas l'utilisation du modèle dans les procédures classiques d'évaluation des stocks ou l'investigation de certains indices écosystémiques tels que le spectre de taille. Ce contexte a motivé le développement du modèle multispécifique Osmose qui apparaît être complémentaire des approches développées jusqu'à présent, en tentant de combiner :

- la possibilité d'étudier des assemblages multispécifiques exhaustifs (modèle écosystémique) ;
- la possibilité d'étudier les dynamiques spatiales de populations structurées en âge et taille (modèle dynamique spatial structuré en âge) et de simuler différents scénarios de pêche d'une manière compatible avec les méthodes d'évaluation classiques (modèle exploratoire) ;
- l'utilisation de règles d'interactions simples, nécessitant des données biologiques disponibles dans la littérature, pour pouvoir être appliqué à différents écosystèmes (modèle générique).

Une des limites du modèle réside toutefois dans le type d'assemblages multispécifiques étudié : en effet, le modèle s'attache essentiellement à représenter les dynamiques des populations piscivores du système. Les espèces entièrement non piscivores du système, ainsi que des groupes d'espèces divers tels que les oiseaux ou les mammifères marins, les producteurs primaires et secondaires du système, n'apparaissent dans le modèle que sous la forme d'une variable ou d'un paramètre global.

L'utilisation du modèle a permis d'étudier le fonctionnement théorique d'assemblages multispécifiques, notamment d'émettre des

hypothèses sur les propriétés de stabilité des écosystèmes (Shin et Cury, sous presse). Osmose a également permis d'explorer les effets potentiels de l'instauration de zones refuges sur l'exploitation et la diversité d'assemblages multispécifiques théoriques (Shin et Cury, ce volume). Néanmoins, deux étapes décisives dans le processus de validation du modèle doivent encore être finalisées. D'une part, la phase d'application de Osmose à un écosystème particulier, en l'occurrence l'écosystème côtier de l'Afrique du sud (Shin *et al.*, en prep.), est en cours de réalisation. L'analyse de sensibilité du modèle à certains paramètres de simulation permettra également de juger de la cohérence des hypothèses du modèle.

ANNEXE 1 - GLOSSAIRE DES NOTATIONS UTILISEES

Indices

s	Espèce
a	Âge
i	Banc
x, y	Coordonnées spatiales
t	Pas de temps (1 an)

Paramètres

S	Nombre d'espèces
A	Âge terminal
n	Nombre de bancs par classe d'âge
C	Cellule de la grille spatiale
X, Y	Taille de la grille en nombre de cellules
\mathcal{A}	Ensemble de cellules formant une aire de répartition
\mathcal{V}	Ensemble de cellules voisines
a_M	Âge de maturité
ϕ	Fécondité relative
L_∞, K, a_0	Paramètres du modèle de croissance de von Bertalanffy
c	Paramètre d'allométrie
F	Taux de mortalité par pêche
τ	Rapport théorique de la longueur corporelle d'un prédateur à sa proie
ξ_{crit}	Efficacité de prédation correspondant à la ration alimentaire annuelle de maintenance
$M_{\xi max}$	Taux de mortalité nutritionnelle maximal
CC	Capacité de charge moyenne
δ_{CC}, T_{CC}	Amplitude et période pour une dynamique périodique de la capacité de charge
σ_{CC}	Ecart type défini pour une dynamique aléatoire de la capacité de charge
$CC^*, t^*, \Delta t^*$	Valeur, année d'occurrence et durée d'une anomalie de la capacité de charge

Variables

N	Effectif
B	Biomasse
BF	Biomasse féconde
$L, \Delta L$	Longueur corporelle et taux de croissance en longueur
W	Poids corporel
CC	Capacité de charge
ξ	Efficacité de prédation
M_ξ	Taux de mortalité nutritionnelle
$N_{M\xi}$	Effectif de poissons morts par sous-nutrition

ANNEXE 2 - INITIALISATION DES EFFECTIFS

L'initialisation des effectifs des classes d'âge et bancs de poissons simulés peut être effectuée de deux manières : à partir des abondances spécifiques ou à partir du spectre de taille de l'écosystème.

1 - Dans le cas où la valeur de l'effectif de chaque espèce N_s est en entrée du modèle, une pseudo-cohorte peut être formée pour chaque espèce à partir de l'équation de survie conventionnelle suivante :

$$N_{s,a+1} = N_{s,a} e^{-M_{s,a}}$$

avec $N_{s,a}$ l'effectif de la classe d'âge a ($0 \leq a \leq A_s$), de l'espèce s ($1 \leq s \leq S$), M le taux de mortalité naturelle ($M_{s,0} = 1$ et $\forall a \in [1, A_s - 1], M_{s,a} = 0,2$). On en déduit l'expression analytique de l'effectif $N_{s,0}$ de la classe d'âge 0 de l'espèce s qui permet ensuite de constituer la structure en âge de l'espèce s :

$$N_{s,0} = N_s \left(1 + \sum_{a=0}^{A_s-1} e^{-\sum_{s'=0}^a M_{s,s'}} \right)^{-1}$$

2 - L'initialisation à partir du spectre de taille de l'écosystème est adaptée dans le cas de simulations théoriques exploratoires, pour lequel le rapport entre les différentes abondances spécifiques est considéré être plus important que la quantification même des niveaux d'abondance. La relative uniformité des spectres de taille observés dans différents écosystèmes marins justifie le choix d'un tel indice pour pouvoir initialiser des assemblages multispécifiques théoriques plus réalistes que ceux obtenus par répartition aléatoire des biomasses spécifiques. Différentes mesures du spectre de taille exprimé en $\text{Ln}(\text{effectif})$ versus $\text{Ln}(\text{classes de taille corporelle})$, montrent que cet indice écosystémique est une fonction uniforme décroissante de la taille des organismes (e.g. Sheldon *et al.*, 1972 ; Pope et Knights, 1982 ; Murawski et Idoine, 1992 ; Rice et Gislason, 1996). Cette propriété conservative, malgré les variabilités parfois importantes des abondances spécifiques, suggère que la taille des organismes est un facteur de structuration des écosystèmes marins, permettant d'occuper pleinement leurs potentiels de production (Kerr et Ryder, 1989). Cette interprétation du fonctionnement des écosystèmes est en adéquation avec les hypothèses de prédation implémentées dans OSMOSE, ce qui constitue une seconde raison pour l'utilisation d'un tel indice. Soit le spectre de taille de l'écosystème représenté par l'équation :

$$\text{Ln}(N_k) = \alpha \text{Ln} \left(\frac{L_k + L_{k-1}}{2} \right) + \beta$$

avec N_k l'effectif de poissons dont la taille corporelle est comprise dans l'intervalle $[L_{k-1}, L_k]$, $k \in [1, \dots, k_{max}]$ est l'indice des classes de taille, α et β deux paramètres fixés (fig. 6).

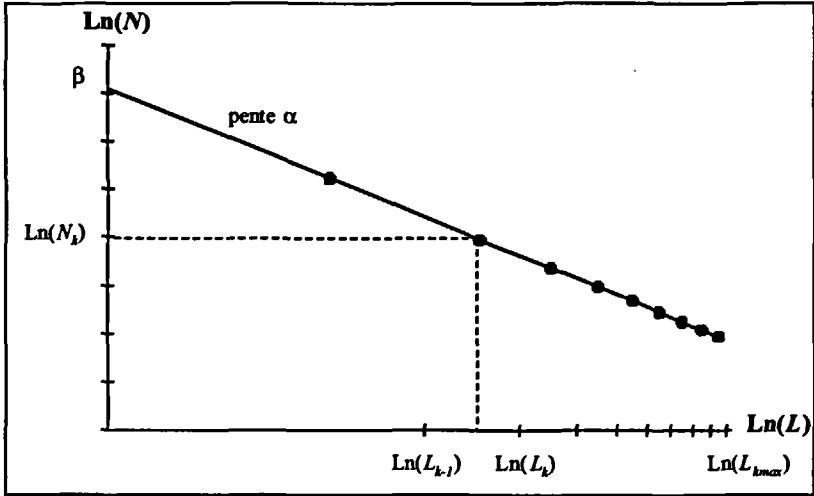


Figure 6
Spectre de taille théorique de l'écosystème.

L'algorithme d'initialisation consiste à répartir l'effectif total

$$\sum_{k=1 \dots k_{max}} N_k \text{ en } \sum_{s=1 \dots S} (A_s + 1) \text{ classes d'âge.}$$

Pour chaque classe de taille $[L_{k-1}, L_k]$ est tout d'abord calculé n_k , le nombre de classes d'âge a ($a = 0, \dots, A_s$), de l'espèce s ($s = 1 \dots S$) telles que $L_{s,a} \in [L_{k-1}, L_k]$. Les effectifs $N_{s,a}$ de chaque classe d'âge a de l'espèce s sont alors initialisés suivant l'expression :

$$\forall (s, a) \in [1, \dots, S] \times [1, \dots, A_s] \mid L_{s,a} \in [L_{k-1}, L_k], N_{s,a} = \frac{N_k}{n_k}$$

On procède finalement à un réajustement des effectifs de manière à tenir compte de la décroissance des effectifs d'une population en fonction de l'âge : si $N_{s,a+1} \geq N_{s,a}$, l'effectif $N_{s,a+1}$ est réduit à $N_{s,a}$ et l'effectif résiduel résultant est réparti sur les $(n_k - 1)$ autres classes d'âge appartenant à la même classe de taille dans la limite de la condition $N_{s,a+1} \leq N_{s,a}$.

Les bancs de poissons d'âge a , de l'espèce s ont donc un effectif initial de poissons de $N_{a,s}/n_k$.

Bibliographie

- ALHEIT J., 1987 —
« Egg cannibalism versus egg predation : their significance in anchovies ». In : Payne A.I.L., Gulland J.A. and K.H. Brink (éd.). *The Benguela and comparable ecosystems*, S. Afr. J. mar. Sci., 5 : 467-470.
- ANDERSEN K.P., URSIN E., 1977 —
A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing, with accounts of phosphorus circulation and primary production. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri-og Havundersogelser, 7 : 319-435.
- ARDITI R., GINZBURG L., 1989 —
Coupling in predator-prey dynamics : ratio-dependence. *J. Theor. Biol.* 139 : 311-326.
- ARIAS-GONZALES J., DELESALLE B., SALVAT B., GALZIN R., 1997 —
Trophic functioning of the Tiahura reef sector, Moorea Island, French Polynesia. *Coral Reefs*, 16 : 231-246.
- BAKUN A., CURY P., 1999 —
The « school trap » : a mechanism promoting large-amplitude out-of-phase population oscillations of small pelagic fish species. *Ecology Letters*, 2 : 349-351.
- BEECHAM J.A., FARNSWORTH K.D., 1998 —
Animal foraging from an individual perspective : an object orientated model. *Ecol. Model.*, 113 : 141-156.
- BEVERTON R.J.H., HOLT S.J., 1957 —
On the dynamics of exploited fish populations. Chapman et Hall, *Fish and Fisheries series 11*, London, 533 p.
- BOND C.E., 1979 —
Biology of fishes. Saunders College Publishing, Philadelphia, 514 p.
- BROWN B., BRENNAN J., GROSSLEIN M., HEYERDHAL E., HENNEMUTH R., 1976 —
The effect of fishing on the marine fish biomass in the Northwest Atlantic from The Gulf of Maine to Cape Hatteras. *ICNAF Res. Bull.* 12 : 49-68.
- BURGESS J.W., SHAW E., 1979 —
Development and ecology of fish schooling. *Oceanus*, 27 : 11-17.
- CHRISTENSEN V., PAULY D., 1992 —
ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model.*, 61 : 169-185.
- CHRISTENSEN V., PAULY D., 1998 —
Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecol. Appl.*, 8 (1) supplement : 104-109.
- COUSINS S.H., 1991 —
Species diversity measurement : Choosing the right index. *TREE*, 6 (6) : 190-192.
- CRAWFORD R.J.M., 1987 —
« Food and population variability in five regions supporting large stocks of anchovy, sardine and horse mackerel ». In : Payne A.I.L., Gulland J.A., Brink K.H. (éd.). *The Benguela and comparable ecosystems*. S. Afr. J. mar. Sci., 5 : 735-757.
- CURY P., 1991 —
« Les contraintes biologiques liées à une gestion des ressources instables ». In : Cury P., Roy C. (éd.). *Pêcheries Ouest-Africaines*. Orstom Éditions, Paris : 506-518.
- CUSHING D.H., 1992 —
A short history of the Downs stock of herring. *ICES J. mar. Sci.*, 49 : 437-443.
- CZARAN T., 1998 —
Spatiotemporal models of population and community dynamics. Chapman et Hall, Londres, 284 p.

- DAAN N., 1973 —
A quantitative analysis of the food intake of North Sea cod, *Gadus morhua*. *Netherlands Journal of Sea Research*, 6 : 479-517.
- DAAN N.,
SISSEWINE M.P. (eds.), 1989 —
Multispecies models relevant to management of living resources. *ICES Mar. Sc. Symp.*, 193 : 385 pp.
- DEANGELIS D.L.,
GROSS M.J. (eds), 1992 —
Individual-based models and approaches in ecology : Populations, communities, and ecosystems. Chapman et Hall, New York, 525 p.
- DICKIE L.M., KERR S.R., 1982 —
« Alternative approaches to fisheries management ». In : Mercer M.C. (éd.). *Multispecies approaches to fisheries management advice*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. : 18-23.
- DINGLE H., 1996 —
Migration. The biology of life on the move. Oxford University Press.
- FAO, 1978 —
Some scientific problems of multi-species fisheries. Report of the Expert Consultation on Management of Multi-species Fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap.* 181, 42 p.
- FROESE R., PAULY D., 1997 —
FishBase 97 : concepts, design and data sources. ICLARM, Manila, Philippines. 256 p.
- GISLASON H., HELGASON Th., 1985 —
Species interaction in assessment of fish stocks with special application to the North Sea. *Dana* 5: 1-44.
- HELGASON T., GISLASON H., 1979 —
VPA analysis with species interaction due to predation. CIEM C.M. 1979/G, 52 p.
- HEWITT R.P., THEILACKER G.H.,
LO N.C.H., 1985 —
Causes of mortality in young jack mackerel. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 26 : 1-10.
- HILBORN R., WALTERS C.J., 1992 —
Quantitative fisheries stock assessment : choice, dynamics and uncertainty. Chapman et Hall, New York, 570 p.
- HOLLING C.S., 1959 —
The components of predation as revealed by a study of small mammal predation of the European pine sawfly. *Can. Entomol.* 91 : 293-320.
- HUSTON M., DEANGELIS D.,
POST W., 1988 —
New computer models unify ecological theory. *Bioscience*, 38 : 682-691.
- JARRE-TEICHMANN A.,
CHRISTENSEN V., 1998 —
« Comparative modelling of trophic flows in four large upwelling ecosystems : global versus local effects ». In : Durand M.-H., Cury P., Mendelsohn R., Roy C., Bakun A., Pauly D. (éd.). *Global versus local changes in upwelling ecosystems*. Orstom, coll. Colloques et séminaires, Paris : 423-443.
- JUDSON O.P., 1994 —
The rise of individual-based model in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 9(1): 9-14.
- KAREIVA P.M., ODELL G., 1987 —
Swarms of predators exhibit preytaxis if individuals use area-restricted search. *Am. Nat.*, 130 : 233-270.
- KERR S.R., RYDER R.A., 1989 —
Current approaches to multispecies analyses of marine fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46 : 528-534.
- KIRKWOOD G.P., 1982 —
« Simple models for multispecies fisheries ». In : Pauly D., Murphy G. I. (éd.). *Theory and management of tropical fisheries*. ICLARM Conference Proceedings 9, Manila, Philippines : 83-98.

- LAEVASTU T., LARKINS H., 1981 — Marine fisheries ecosystem. Its quantitative evaluation and management. Fishing News Books Ltd., Farnham, Surrey England, 162 p.
- LARKIN P.A., 1963 — Interspecific competition and exploitation. *J. Fish. Res. Board Can.*, 20 (3) : 647-678.
- LONGHURST A.R., PAULY D., 1987 — *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, London. 406 p.
- LOTKA A.J., 1932 — The growth of mixed populations : two species competing for a common food supply. *Journal of the Washington Academy of Sciences*, 22 : 461-469.
- MAY R.M., BEDDINGTON J.R., CLARK C.W., HOLT S.J., LAWS R.M., 1979 — Management of multispecies fisheries. *Science*, 205 : 267-277.
- MAY R.M. (éd.) 1984 — *Exploitation of marine communities*. Springer-Verlag, Berlin. 370 p.
- McNAMARA J.M., HOUSTON A.I., 1994 — The effect of change in foraging options on intake rate and predation rate. *Am. Nat.*, 144 (6) : 978-1000.
- MERCER M.C (éd.), 1982 — Multispecies approaches to fisheries management advice. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59 : 169 p.
- MITTELBACH G.G., PERSSON L., 1998 — The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55 : 1454-1465.
- MURAWSKI S.A., LANGE A.M., IDOINE J.S., 1991 — An analysis of technological interactions among Gulf of Maine mixed-species fisheries. *ICES Mar. Sc. Symp.*, 193 : 237-252.
- MURAWSKI S.A., IDOINE J. S., 1992 — Multispecies size composition : a conservative property of exploited fishery systems? *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 14 : 79-85.
- PAULY D., CHRISTENSEN V., DALSGAARD J., FROESE R., TORRES Jr F., 1998 — Fishing down marine food webs. *Science*, 279 : 860-863.
- PERRY G., PIANKA E.R., 1997 — Animal foraging : past, present and future. *TREE*, 12 (9) : 360-364.
- PITCHER T.J., MAGURRAN A.E., EDWARDS J.L., 1985 — Schooling mackerel and herring choose neighbours of similar size. *Mar. Biol.*, 86 : 319-322.
- POLOVINA J.J., 1984 — Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3 : 1-11.
- POPE J.G., 1972 — An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF Res. Bull.*, 9 : 65-74.
- POPE J.G., 1979 — Stock assessment in multispecies fisheries. South China Sea Fisheries Development and Coordinated Programme SCS/DEV/79/19. FAO, Manila.
- POPE J.G., KNIGHTS J., 1982 — « Simple models of predation in multi-age multispecies fisheries for considering the estimation of fishing mortality and its effects ». In : Mercer M.C. (éd.), Multispecies approaches to fisheries management advice. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 59 : 64-69.
- PYKE G.H., 1984 — Optimal foraging theory : a critical review. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15 : 523-575.

- RICE J., 1995 —
«Food web theory, marine food webs,
and what climate change may do to
northern marine fish populations».
In : Beamish R.J. (éd.). *Climate
change and northern fish
populations*. Canadian Special
Publications in Fisheries Aquatic
Science 121 : 561-568.
- RICE J., GISLASON H., 1996 —
Patterns of change in the size
spectra of numbers and diversity of
the North Sea fish assemblage, as
reflected in surveys and models.
ICES J. mar. Sci. 53 : 1214-1225.
- RIFFENBURGH R.H., 1969 —
A stochastic model of interpopulation
dynamics in marine ecology. *J. Fish.
Res. Board Can.*, 26 : 2843-2880.
- ROSE K.A., CHRISTENSEN S.W.,
DEANGELIS D.L., 1993 —
Individual-based modeling
of populations with high mortality :
a new method of following a fixed
number of model individuals.
Ecol. Model., 68 : 272-292.
- SCHOFFER M., BAVECO J.M.,
DEANGELIS D.L., ROSE K.A.,
VAN NES E.H., 1995 —
Super-individuals a simple solution
for modelling large populations
on an individual basis.
Ecol. Model., 80 : 161-170.
- SHELDON R.W., PRAKASH A.,
SUTCLIFFE W.H., 1972 —
The size distribution of particles in the
ocean. *Limnol Oceanogr* 17 : 327-340.
- SHIN Y.-J., CURY P., ce volume —
Etude de l'impact des refuges marins
pour la gestion des pêcheries
multispécifiques. Simulations avec le
modèle OSMOSE.
- SHIN Y.-J., CURY P., sous presse —
Exploring fish community dynamics
through size-dependent trophic
interactions using a spatialized
individual-based model. *Aquatic
Living Resources*.
- SHIN Y.-J., CURY P., SHANNON L.,
en préparation —
À multispecies individual-based
model of the Benguela upwelling
ecosystem. *South African Journal of
Marine Sciences*.
- SISSEWINE M.P., 1984 —
« Why do fish populations vary? »
In : May R.M. (éd.).
Exploitation of marine communities.
Springer-Verlag, Berlin : 59-94.
- SPENCER M., 1997 —
The effects of habitat size and energy
on food web structure : an individual-
based cellular automata model.
Ecol. Model., 94 : 299-316.
- STRÖBELE W.J., WACKER H., 1991 —
The concept of sustainable yield
in multi-species fisheries.
Ecol. Model., 53 : 61-74.
- SUTCLIFFE W.H., DRINKWATER K.,
MUIR B.S., 1977 —
Correlations of fish catch
and environmental factors
in the Gulf of Maine. *J. Fish. Res.
Board Can.*, 34 : 19-30.
- THEILACKER G.H., 1986 —
Starvation-induced mortality of young
sea-caught jack mackerel, *Trachurus
symmetricus*, determined with
histological and morphological
methods. *Fish. Bull.*, 84 (1) : 1-17.
- TYLER J.A., ROSE K.A., 1994 —
Individual variability
and spatial heterogeneity
in fish population models.
Rev. Fish Biol. Fish., 4 : 91-123.
- TYLER J.A., ROSE K.A., 1997 —
Effects of individual habitat selection
in a heterogeneous environment
on fish cohort survivorship :
a modelling analysis.
J. Anim. Ecol., 66 : 122-136.
- UCHMANSKI J., GRIMM V., 1996 —
Individual-based modelling in
ecology : what makes the difference?
TREE, 11(10): 437-441.

VAN WINKLE W., ROSE K.A.,
CHAMBERS R.C., 1993 —
Individual-based approach to fish
population dynamics : an overview.
Trans. Am. Fish. Soc., 122 : 397-403.

VERHULST P.F., 1838 —
Notice sur la loi que la population
suit dans son accroissement.
*Correspondances Mathématiques et
Physiques*, 10 : 113-121.

VOLTERRA V., 1926 —
« Variations and fluctuations
of the numbers of individuals
in animal species living together ».
Réédition traduite. In : Chapman R.N.
(éd.). *Animal ecology*. McGraw Hill,
New York : 409-448.

VON BERTALANFFY L., 1938 —
A quantitative theory
of organic growth
(Inquiries on growth laws. II).
Human Biology, 10 (2) : 181-213.

WILSON J.A., FRENCH J.,
KLEBAN P., MCKAY S.R.,
TOWNSEND R., 1991 —
Chaotic dynamics in a multiple
species fishery :
a model of community predation.
Ecol. Model., 58 : 303-322.

YODZIS P., 1994 —
Predator-prey theory
and management
of multispecies fisheries.
Ecol. Appl. 4 (1) : 51-58.

Étude de l'impact des refuges marins pour la gestion des pêcheries multispécifiques

Simulations avec le modèle Osmose

Yunne-Jai Shin
Écologue halieute

Philippe Cury
Écologue halieute

Introduction

Dans le contexte actuel d'intensification de l'effort de pêche sur un nombre croissant d'espèces marines, la question de la préservation de la biodiversité marine fait l'objet de nombreuses investigations. Une des approches préconisée pour protéger la biodiversité marine et pour promouvoir l'utilisation viable de la ressource est l'instauration de réserves marines. Ces zones protégées permettraient de recréer les refuges naturels qui, dans le passé, étaient trop profonds, isolés, difficiles d'accès pour pouvoir être exploités (Bohnsack et Ault, 1996). Parallèlement à cet objectif de conservation des écosystèmes naturels, les zones refuges sont également perçues comme un moyen de gestion pour restaurer des stocks épuisés, améliorer les rendements de pêche et fournir une assurance contre l'effondrement des stocks (Attwood *et al.*, 1997). Des études empiriques et théoriques suggèrent par exemple que les

réserves marines pourraient permettre d'augmenter les rendements de pêche, particulièrement lorsque les taux de mortalité par pêche sont importants (voir la synthèse proposée par Guénette *et al.*, 1998). Témoinnant de l'intérêt croissant porté aux zones refuges pour le maintien des écosystèmes côtiers, l'IUCN (World Conservation Union) s'est donné pour objectif d'interdire à la pêche 20 % des eaux côtières mondiales d'ici l'an 2000 (IUCN, 1992). Cependant, il manque encore à l'heure actuelle de critères de détermination des limites spatiales optimales des zones protégées ainsi que d'observations *in situ* pour juger des conséquences sur le long terme de l'application de telles mesures. Les travaux de modélisation des réserves marines prennent alors toute leur importance en permettant de simuler les effets des zones refuges selon des scénarios variés mettant en oeuvre différentes configurations de l'exploitation et de la ressource. En outre, la nécessité de prendre en compte les interactions interspécifiques dans l'étude des zones protégées est soulignée mais est peu prise en compte dans la pratique (Hall, 1998). Dans ce contexte, le modèle multispécifique Osmose (Object-oriented simulator of marine ecosystem exploitation) est utilisé pour mettre en évidence les effets potentiels induits par l'instauration d'une zone refuge sur l'exploitation d'assemblages multispécifiques. L'étude est limitée à l'influence de la taille des zones refuges et du niveau d'exploitation initial sur les captures totales et la diversité de l'écosystème exploité.

I Méthode

Le modèle multispécifique Osmose

Les hypothèses du modèle Osmose, ainsi que leur formalisation, sont présentées en détail dans ce même volume (Shin et Cury, ce volume). Ce modèle individus-centré permet d'étudier les dynamiques spatiales, structurées en âge et en taille, d'espèces de poissons en interaction. Les étapes du cycle de vie de chaque espèce

sont modélisées (croissance, prédation, reproduction, survie), les interactions intersécifiques de prédation étant définies au niveau individuel du banc de poissons. Deux règles simples président au processus de prédation : un critère de taille pour la sélection de proies et la co-occurrence spatio-temporelle des prédateurs et proies potentiels. Ainsi, les prédateurs sélectionnent leurs proies indépendamment de leur identité taxonomique et les relations de prédation et de compétition peuvent varier en fonction des abondances relatives des espèces : le processus de prédation est supposé opportuniste. Pour chaque banc de poissons, une plasticité phénotypique de la croissance est modélisée en fonction de l'efficacité de prédation. Celle-ci a une influence indirecte sur le succès de reproduction. En outre, deux sources de mortalité naturelle (mortalité par prédation et mortalité nutritionnelle) sont modélisées explicitement à partir des interactions locales entre les bancs de poissons. Ainsi, schématiquement, plus les poissons se nourrissent, plus ils grandissent, plus leur succès de reproduction et leur probabilité de survivre sont élevés. À noter d'autre part qu'il n'a pas été nécessaire de formuler une relation stock-recrutement particulière, celle-ci émergeant naturellement à partir de la survie des œufs pondus annuellement, soumis à la prédation et à la contrainte de capacité de charge du système. La mortalité par pêche intervient également mais de manière globale : à partir d'un vecteur de taux de mortalité par pêche fixé en début de simulation pour chaque classe d'âge des espèces exploitées, la décroissance de l'effectif des cohortes est répercutée de manière uniforme sur les bancs de poissons de même âge. L'activité de pêche est donc représentée de manière globale, la distribution spatiale de l'effort de pêche n'est pas prise en compte.

Modélisation des zones refuges

Pour l'ensemble des simulations effectuées, les réserves marines sont considérées permanentes dans le temps et consistent en des zones protégées de tout type d'extraction de biomasse, quelle que soit l'espèce considérée (Bohnsack et Ault, 1996). Les réserves marines sont représentées explicitement dans l'espace et sont caractérisées par une taille relative TR exprimée en pourcentage de

l'aire de répartition totale des espèces exploitées. En l'occurrence, on considère que toutes les espèces du système sont exploitées : la taille de la zone refuge est donc exprimée en pourcentage de la taille de la grille de simulation. La pêcherie est non ciblée et exerce un taux de mortalité annuel global F toutes espèces et tous âges confondus (on fixe à 1 an l'âge de recrutement des espèces). Ainsi, les hypothèses sous-jacentes sont une capturabilité identique pour toutes les espèces et une répartition spatiale homogène de l'effort de pêche. Cette configuration d'exploitation est en général celle des pêcheries artisanales tropicales, fortement opportunistes, pour lesquelles un trait de chalut ou un trait de senne peut contenir un grand nombre d'espèces commercialisables (Gulland et Garcia, 1984 ; Sainsbury, 1988). Le scénario de pêche simulé est une simplification extrême de ces pêcheries, mais le principe est de représenter une pêcherie suffisamment flexible pour que des reports naturels d'effort de pêche soient effectués lors de l'instauration d'une zone refuge.

On considère alors que lors de l'instauration d'une zone refuge, l'effort de pêche initial générant une mortalité par pêche F , est redistribué sur une zone de pêche réduite accessible à la pêche. Cette redistribution de l'effort de pêche est globale, elle est effectuée indépendamment de l'identité de la ressource. Ainsi, les poissons situés en dehors de la réserve marine sont soumis à un taux de mortalité par pêche annuel F_f augmentant avec la taille de la réserve (Guénette et Pitcher 1999) :

$$F_f = F (1 - TR)^{-1} \quad (1)$$

En outre, le transfert de biomasse en dehors des zones refuges est supposé non nul puisque les populations modélisées effectuent deux actions de déplacement local par pas de temps (Shin et Cury, ce volume). Aucune migration à grande échelle n'a en revanche été représentée. Concernant les stades pré-recrues du modèle, on modélise chaque année consécutivement à la phase de reproduction des poissons une redistribution larvaire sur toute la zone de répartition de l'espèce d'appartenance. Cette hypothèse qui est supposée rendre compte des phénomènes de dispersion et de diffusion larvaire à grande échelle (par les courants physiques notamment) est souvent adoptée dans les modèles de réserves

marines (Quinn *et al.*, 1993 ; Attwood et Bennett, 1995 ; Hastings et Botsford, 1999).

Paramètres de simulation

Un ensemble de $S = 50$ espèces est simulé, les paramètres biologiques et les aires de répartition des espèces étant tirés aléatoirement dans des lois de distribution conjointes, déduites de l'analyse statistique de la base de données Fishbase (Shin, 2000). Les espèces simulées sont toutes supposées piscivores à partir de leur deuxième année de vie (âges 1+). Par souci de simplicité, les aires de répartition, représentées par un ensemble de 150 cellules adjacentes, sont uniquement définies au niveau de l'espèce sans différenciation selon l'âge des poissons. Le nombre n de bancs de poissons par classe d'âge est fixé à 50 et le nombre de classes d'âge par espèce est de (A_s+1) , A_s représentant l'âge terminal de l'espèce s . L'ensemble des bancs, au nombre maximum de $\sum_s n (A_s + 1)$, évolue dans une grille de 15×15 cellules. Le pas de temps de simulation t correspond à une année. La capacité de charge, telle qu'elle est définie dans Osmose (Shin et Cury, ce volume), est fixée à 10^6 tonnes et sa dynamique est supposée stationnaire. Pour initialiser les effectifs des espèces, le spectre de taille de l'écosystème de la mer du Nord pendant la période 1977-1993 est utilisé (Rice et Gislason, 1996). Des simulations préliminaires ont permis de sélectionner un échantillon d'espèces, les espèces conservées pour l'étude étant celles qui sont restées viables sans exploitation au cours de 100 simulations de 200 années chacune. Un ensemble de 21 espèces a donc été sélectionné avec lequel ont été simulés différents scénarios de pêche. Pour chaque ensemble de paramètres de mortalités par pêche et de tailles de réserves, 100 simulations de 200 années ont été effectuées desquelles ont été calculés les résultats moyens exposés dans le paragraphe suivant. Nous faisons varier TR de 0 à 0,8 en supposant que l'équation (4) est valable dans cette gamme de taille de réserve, *i.e.* la flottille maintient son activité de pêche intacte jusqu'à une limite de 20 % de zone accessible. La localisation de la zone refuge est choisie aléatoirement pour chaque simulation réalisée.

Résultats

Effets de la taille des zones refuges sur les captures

Pour étudier les effets potentiels des zones refuges sur des assemblages multispécifiques, nous nous sommes tout d'abord intéressés aux captures totales du système, toutes espèces confondues. Les résultats en termes de captures totales moyennées sur 100 séries de 200 années de simulations sont représentés dans la figure 1.

Le *MSY* (Maximum Sustainable Yield) de l'assemblage multispécifique sans zone refuge est obtenu pour une valeur de F de 0,3. Pour des valeurs de F inférieures à F_{MSY} , les zones refuges ont un effet négatif sur les rendements de pêche quelle que soit leur taille. Pour des valeurs de F supérieures, on observe que plus la taille des zones refuges est importante, plus le *MSY* est obtenu pour de plus fortes valeurs de mortalités par pêche. En outre, à partir d'une certaine taille de la zone refuge, en l'occurrence au-delà d'une taille relative TR de 50 %, la forme de la relation change : jusqu'à la valeur maximale de $F = 0,8$ simulée, les captures sur le long terme ne décroissent pas, elles atteignent un plateau. On peut alors comparer deux mesures de gestion, la première consistant à réduire directement la mortalité par pêche, la deuxième consistant à réduire la zone accessible à la pêche. Considérons par exemple la situation extrême où toutes les espèces sont exploitées à un taux de $F = 0,8$. À capturabilité constante, la mesure qui consisterait à réduire l'effort de pêche de moitié ($F = 0,4$) résulterait en une augmentation négligeable des captures. En revanche, l'instauration d'une zone refuge de $TR = 50$ % résulterait en moyenne en une nette augmentation des captures. Le niveau de captures atteint serait en effet inférieur uniquement de 7 % au *MSY* total obtenu sans zone refuge, *i.e.* le niveau théorique maximal des captures sur le long terme. À ce niveau d'exploitation, la réduction de 50 % de la zone de pêche correspondrait à l'optimum de taille de la zone refuge en termes de niveau de captures sur le long terme.

D'une manière générale, on observe que pour des taux d'exploitation donnés supérieurs à F_{MSY} , la relation entre les captures sur le long terme et la taille de la zone refuge est non linéaire. Il existe en

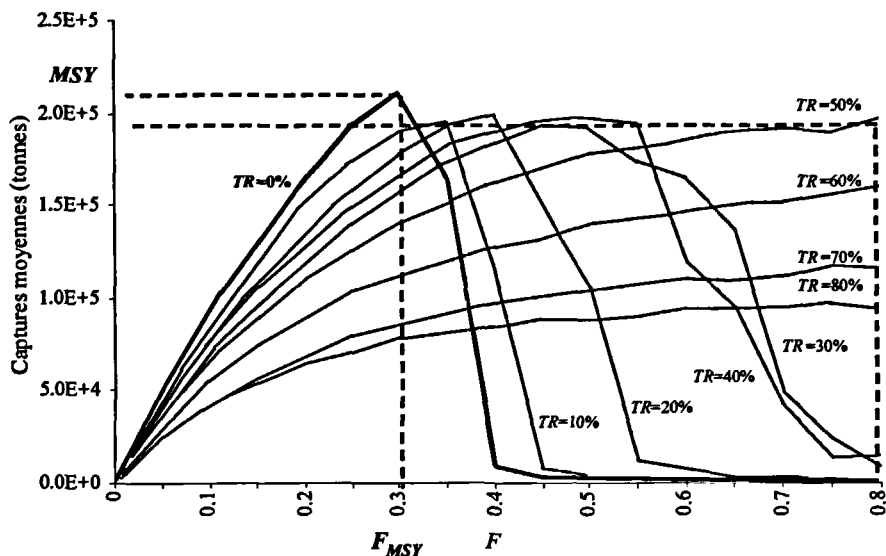


Figure 1
Captures moyennes toutes espèces confondues en fonction du taux de mortalité par pêche F . Différentes tailles relatives de zone refuge sont simulées (TR en % de l'aire de répartition totale des espèces). En gras est représentée la courbe des captures moyennes sans zone refuge.

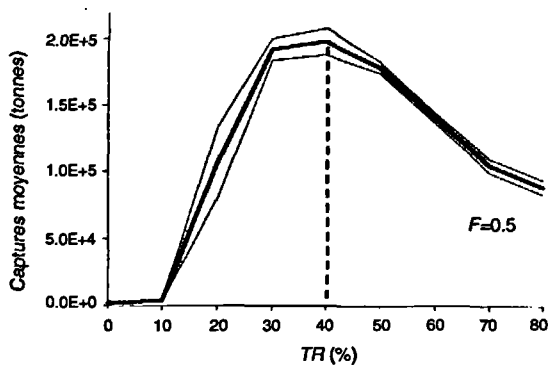


Figure 2
Captures moyennes, toutes espèces confondues, en fonction de la taille relative de la zone refuge pour un taux de mortalité par pêche $F = 0.5$. Les courbes en traits fins représentent l'intervalle de confiance au niveau de confiance 0,95, calculé à partir de 100 simulations effectuées pour chaque taille de zone refuge.

fait une taille optimale de zone refuge propre à chaque niveau d'exploitation. Pour $F = 0,5$ par exemple, la taille relative optimale de la zone refuge serait de 40 % (fig. 2).

Effets de la taille des zones refuges sur la diversité spécifique

Parallèlement aux captures totales, l'indice de diversité de Shannon H' a été calculé pour le même ensemble de simulations. Cet indice, qui correspond à une mesure cardinale de la biodiversité (Cousins, 1991), permet de rendre compte à la fois de la richesse spécifique et de la régularité des espèces, *i.e.* de la distribution des abondances relatives des espèces. C'est une mesure courante de la biodiversité des écosystèmes (Barbault, 1995) :

$$H' = - \sum_{s=1}^{s=21} \frac{N_s}{N} \log_2 \left(\frac{N_s}{N} \right) \quad \text{avec} \quad N = \sum_{s=1}^s N_s$$

N_s représente ici la moyenne sur 100 simulations de l'effectif moyen de l'espèce s calculé sur 200 années, durée de chaque simulation réalisée.

Dans le cas d'un scénario de pêche sans réserve marine, la figure 3 montre que l'indice de Shannon demeure remarquablement constant sur une large gamme de mortalité par pêche, même au-delà du $F_{MSY} = 0,3$. La composition spécifique commence brutalement à changer à partir d'un taux de mortalité par pêche de 0,45. Instaurer une zone refuge permet alors d'augmenter sensiblement la diversité de l'assemblage. Pour une situation initiale où la pêche engendre un taux de mortalité de 0,6 par exemple, l'indice de diversité obtenu sur le long terme en fermant 20 % de la zone de pêche ($H' = 4,19$) serait supérieur à celui obtenu par réduction de l'effort de pêche de 20 % ($H' = 3,98$). Parallèlement, dans la même configuration de l'exploitation, ces deux mesures de gestion apparaissent équivalentes en terme d'augmentation des captures sur le long terme. Le gain théorique obtenu est en l'occurrence négligeable (fig. 2). Pour un taux d'exploitation donné, les formes générales des courbes de l'indice de diversité de Shannon et des captures en fonction de la taille des zones refuge diffèrent. En effet, il n'existe pas réellement de taille optimale de zones refuges concernant l'indice de diversité

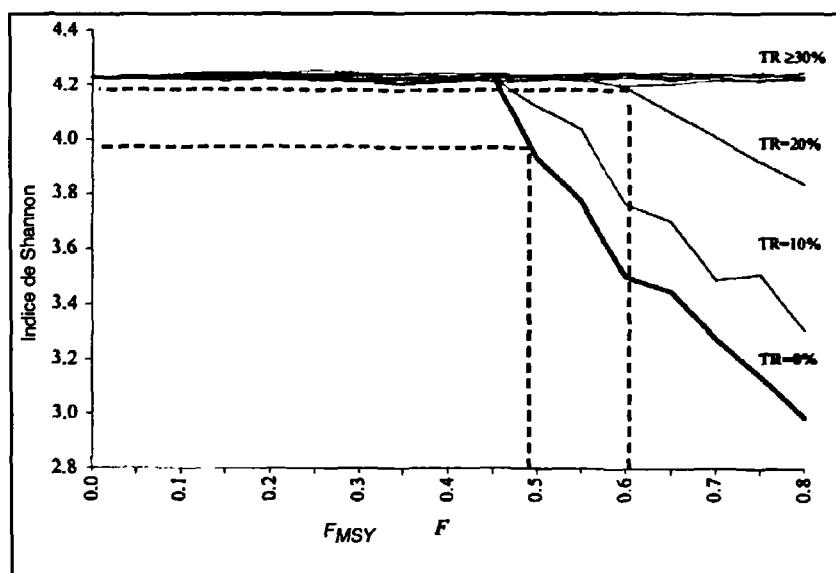


Figure 3
 Indice de diversité de Shannon en fonction du taux de mortalité par pêche F . Différentes tailles relatives de zone refuge sont simulées (TR varie de 0 % à 80 %). La courbe en gras représente l'indice de diversité obtenu sans mise en place de zone refuge.

de Shannon puisque globalement, plus la taille de la zone refuge est importante, plus la diversité spécifique est importante avec un palier obtenu pour des tailles relatives supérieures à 30 % quel que soit le taux de mortalité par pêche simulé (fig. 3).

Discussion

La particularité du présent travail réside dans l'investigation d'assemblages multispécifiques pour l'étude des zones refuges comme moyen de gestion des pêcheries. Les variables étudiées sont en effet globales, elles concernent le comportement de la communauté mul-

tispécifique dans son ensemble, permettant alors d'aborder la notion de gestion écosystémique de la pêcherie. Les scénarios de pêche simulés sont simplifiés et permettent tout d'abord de corroborer des résultats déjà obtenus au niveau monospécifique. Un résultat fréquemment obtenu dans les travaux de modélisation des zones refuges est en effet qu'à forts taux d'exploitation, les zones refuges permettent d'éviter la chute des captures sur le long terme (e.g. Polacheck, 1990 ; Man *et al.*, 1995 ; Guénette et Pitcher, 1999 ; Hastings et Botsford, 1999). Dans le cadre de pêcheries multispécifiques généralistes et pour des taux d'exploitation supérieurs à F_{MSY} , les simulations réalisées à l'aide de Osrose montrent que l'instauration de zones refuges pourrait permettre en outre de maintenir les captures totales à un niveau élevé, souvent supérieur à celui obtenu par une réduction directe équivalente de l'effort de pêche. À chaque niveau d'exploitation (supérieur à F_{MSY}), correspondrait une taille optimale de zone refuge en termes de rendements de pêche sur le long terme. La relation entre le rendement de pêche et la taille de la réserve marine est en effet non linéaire (fig. 2) pour les fortes valeurs de taux de mortalité par pêche F : à gauche de la courbe, les rendements augmentent avec la taille des zones refuges. Ce phénomène est vraisemblablement lié à une meilleure survie des poissons à l'intérieur des zones refuges résultant en une structure en âge des populations incluant davantage d'individus matures et âgés. Les surexploitations de croissance et de recrutement peuvent ainsi être évitées tout en permettant le maintien des rendements de pêche par la diffusion des adultes en dehors des zones protégées ainsi que la dispersion de la production larvaire (Dugan et Davis, 1993 ; Rowley, 1994 ; Guénette et Pitcher, 1999 ; Maury et Gascuel, 1999). À droite de la courbe, les captures diminuent avec la taille de la réserve marine. On suppose qu'alors, le système a atteint son niveau de capacité de charge, celui-ci déterminant indirectement le niveau de recrutement maximal toutes espèces confondues (Shin et Cury, ce volume).

La variation de la diversité spécifique avec la taille des réserves marines a également été simulée. Pour ce critère de gestion, plus la taille de la zone protégée est importante, plus l'indice de diversité de Shannon est élevé. Pour de forts taux d'exploitation, la mise en place d'une zone refuge peut ne pas augmenter de manière significative les captures sur le long terme mais en revanche peut se tra-

duire en une augmentation non négligeable de l'indice de diversité de Shannon. Ce résultat suppose une réversibilité sur le long terme des phénomènes de diminution de biomasse des populations, *i.e.* la condition minimale est qu'aucune espèce disparaisse du système. En effet, l'indice de Shannon quantifie à la fois la richesse spécifique, ou nombre d'espèces, et la régularité de distribution d'abondance des espèces. Dans le cas où aucune zone refuge est instaurée, les résultats des simulations montrent que la richesse spécifique ne diminue pas pour des valeurs de $F < 0,7$. Ainsi, pour des taux de mortalité par pêche compris entre 0,45 et 0,7, ces valeurs étant naturellement théoriques, on peut considérer que la mise en place d'une zone refuge entraîne sur le long terme une augmentation de la diversité de l'assemblage multispécifique exploité.

Les simulations effectuées suggèrent donc que par l'instauration de zones refuges, il peut théoriquement y avoir un compromis entre les objectifs de maximisation de la production et de protection de la biodiversité marine. Pour ces deux critères, les résultats montrent que dans le cas d'une gestion globale de la ressource, la diminution de l'aire accessible à la pêche peut avoir un impact plus important qu'une diminution directe équivalente de l'effort de pêche. En fait, en préservant une zone interdite à la pêche, on ne préserve pas uniquement une fraction de la ressource; ceci est déjà le cas pour les diverses mesures de diminution de l'effort de pêche (quotas, nombre d'engins de pêche, tailles de mailles...). La différence fondamentale à explorer et étudier est que par l'instauration de réserves marines, on préserve un réseau trophique, *i.e.* un ensemble d'espèces et d'interactions localisées dans le temps et l'espace. *A contrario*, la diminution globale de l'effort de pêche ne permet pas toujours d'éviter les phénomènes de surexploitations locales qui peuvent avoir pour conséquence la disparition de liens interspécifiques ayant leur importance dans la dynamique globale du système.

La mise en place de zones refuge demeure toutefois un problème complexe avec la nécessité de déterminer à la fois leur localisation, leur nombre et leur taille, parfois même leur durée ou leur restriction à quelques espèces ou quelques activités d'extraction de biomasse. Nous avons restreint nos simulations à l'étude de l'influence de la taille des zones refuges. Les résultats montrent que ce paramètre est réellement à prendre en compte si l'objectif de gestion est

la maximisation des captures sur le long terme. En 1992, l'IUCN (IUCN, 1992) s'était donné pour objectif de fermer 20 % des zones côtières mondiales à la pêche d'ici l'an 2000. Cette mesure générale qui avait essentiellement pour motivation d'éviter l'effondrement de la ressource peut être considérée comme une application du principe de précaution dans un contexte où la plupart des stocks mondiaux semblent être en situation de surexploitation. Les simulations effectuées montrent en effet que pour des stocks en situation de surexploitation, la mise en place de zones refuge de tailles arbitraires pourrait permettre d'augmenter la diversité des écosystèmes. L'étude d'écosystèmes au cas par cas permettrait ultérieurement la recherche de tailles optimales de zones refuges en vue d'augmenter les rendements de pêche, en prenant notamment en considération le niveau d'exploitation initial de la ressource. De nombreuses études montrent en outre que le caractère plus ou moins diffusif ou migratoire de la ressource conditionne l'effet des zones refuges (Beverton et Holt, 1957 ; Polacheck, 1990 ; Attwood et Bennett, 1995 ; Guénette et Pitcher, 1999 ; Maury et Gascuel, 1999). L'influence de cet aspect de la dynamique de la ressource n'est pas considérée dans cette étude. Les résultats sont donc à relativiser dans un contexte de simulation où les déplacements des bancs de poissons sont liés aux actions de recherche des densités les plus fortes en proies potentielles (Shin et Cury, ce volume). En outre, l'hypothèse de dispersion larvaire, qui reproduit le fait que les aires de rétention larvaire et les aires de distribution des adultes ne sont pas les mêmes pour beaucoup d'espèces, a vraisemblablement une influence sur l'efficacité des zones refuges puisqu'elle permet de fournir régulièrement de nouvelles recrues dans les zones pêchées (Guénette *et al.*, 1998), le refuge jouant alors le rôle de source et la pêche de puits (Roberts, 1998).

Dans ce cadre de simulation précis, l'utilisation du modèle Osmose a permis de faire émerger des résultats simples par la confrontation de deux critères de gestion de l'exploitation de communautés multisécifiques, avec pour objectif une meilleure compréhension des phénomènes consécutifs à la mise en place de zones refuge. L'étude de cas réel est envisagée dans le futur ; des schémas migratoires et de diffusions spécifiques devront alors être pris en compte.

Bibliographie

- ATTWOOD C.G., HARRIS J.M., WILLIAMS A.J., 1997 — International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 18 : 311-332.
- BARBAULT R., 1995 — *Écologie des peuplements. Structure et dynamique de la biodiversité*. Masson, Paris, 273 p.
- BEVERTON R.J.H., HOLT S.J., 1957 — On the dynamics of exploited fish populations. Chapman & Hall, *Fish and Fisheries series 11*, London, 533 p.
- BOHNSACK J.A., AULT J.S., 1996 — Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9 (1) : 73-82.
- COUSINS S.H., 1991 — Species diversity measurement : Choosing the right index. *TREE*, 6 (6) : 190-192.
- DUGAN J.E., DAVIS G.E., 1993 — Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50 : 2029-2041.
- GUÉNETTE S., LAUCK T., CLARK C., 1998 — Marine reserves : from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8 : 251-272.
- GUÉNETTE S., PITCHER T.J., 1999 — An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. *Fisheries Research*, 39 : 295-303.
- GULLAND J.A., GARCIA S., 1984 — « Observed patterns in multispecies fisheries ». In : May R.M. (éd.). *Exploitation of marine communities*. Springer-Verlag, Berlin : 155-190.
- HALL S.J., 1998 — Closed areas for fisheries management - the case consolidated. *TREE*, 13 (8) : 297-298.
- HASTINGS A., BOTSFORD L.W., 1999 — Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, 284 (28) : 1537-1538.
- IUCN, 1992 — Caracas action plan. In : Plenary Session and Symposium Papers of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas, Caracas, Venezuela. Gland, Switzerland, World Conservation Union (IUCN) : 301-310.
- MAN A., LAW R., POLUNIN N.V.C., 1995 — Role of marine reserves in recruitment to reef fisheries : a metapopulation model. *Biol. Conserv.* 71 : 197-204.
- MAURY O., GASCUEL D., 1999 — SHADYS (« Simulateur halieutique de dynamiques spatiales »), a GIS based numerical model of fisheries. Example application : the study of a marine protected area. *Aquat. Living Resour.*, 12 (2) : 77-88.
- POLACHEK T., 1990 — Year around closed areas as a management tool. *Natural Resource Modeling*, 4 (3) : 327-353.
- QUINN J.F., WING S.R., BOTSFORD L.W., 1993 — Harvest refugia in marine invertebrate fisheries : models and applications of the red sea urchin, *Stongylocentrotus franciscanus*. *Am. Zool.*, 33 : 537-550.
- RICE J., GISLASON H., 1996 — Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as

reflected in surveys and models.
ICES J. mar. Sci. 53 : 1214-1225.

ROBERTS C.M., 1998 —
Sources, sinks, and the design
of marine reserves networks.
Fisheries, 23 (7) : 16-19.

ROWLEY R.J., 1994 —
Case studies and reviews,
marine reserves in fisheries
management. *Aquat. Conserv.
Mar. Freshw. Ecosys.*, 4 : 233-254.

SAINSBURY K.J., 1988 —
« The ecological basis of
multispecies fisheries,
and management of a demersal
fishery in tropical Australia ».
In : Gulland J.A. (éd.).
Fish population dynamics.
Second edition, John Wiley
and Sons Ltd : 349-382.

SHIN Y.-J., 2000 —
*Interactions trophiques
et dynamiques des populations
dans les écosystèmes
marins exploités.*
*Approche par modélisation
individu-centrée.*
Thèse de Doctorat de l'université
Paris 7, 245 p.

SHIN Y.-J., CURY P., ce volume —
Osmose, un modèle individu-centré
spatialement explicite
des dynamiques halieutiques
multispécifiques.

SHIN Y.-J., CURY P., sous presse —
Exploring fish community
dynamics through size-dependent
trophic interactions
using a spatialized
individual-based model.
Aquat. Liv. Resour.

Quantification de l'impact de rejets polluants sur la production de juvéniles de saumon Atlantique (*Salmo salar* L.) par la géostatistique

Eric De Oliveira
Géostatisticien

Nicolas Bez
Géostatisticien

Etienne Prévost
Biologiste des pêches

I Introduction

Les activités humaines qui se développent le long des cours d'eau modifient les conditions de vie des poissons. Parmi ces activités, l'élevage intensif de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) a connu un essor spectaculaire à partir des années soixante (Billard, 1989), en particulier en Bretagne, première région française en matière de tonnage produit. En rivière, les installations aquacoles sont à l'origine de modifications physiques et chimiques importantes du milieu puisque l'eau qu'elles dérivent transite par les bassins d'élevage avant d'être rejetée dans le cours d'eau (Fauré, 1977; Bourget-Rivoallan, 1982; Iwama, 1991; Kendra, 1991; Oberdorff et Porcher, 1994; Daniel et Haury, 1995). Ce sont des sources de pollution, au sens défini par Ramade (1993, p. 513).

L'évaluation des dommages causés au patrimoine naturel que sont les populations de poissons sauvages est une question souvent posée à laquelle il est pourtant difficile d'apporter une réponse quantifiée (Rose, 2000). De nombreuses études ont porté sur les conséquences à l'échelle de l'individu de différents types de pollution (Petit, 1989; Lacroix, 1989; Fuiman, 1993; Waters, 1995; Kime, 1995). Rose *et al.* (1993) proposent une première approche, par l'intermédiaire d'une modélisation individu centrée, des conséquences d'altérations de l'environnement sur la dynamique de population au cours des stades précoces chez le bar rayé (*Morone saxatilis*). Les évaluations quantitatives à l'échelle d'une population de poisson demeurent cependant très rares.

Une des difficultés réside dans le fait de pouvoir évaluer quel aurait été l'état des populations concernées en l'absence de perturbation. Dans le cas d'une pollution ponctuelle (rejets polluants bien localisés dans l'espace, tels que ceux de piscicultures) on peut distinguer, à l'intérieur d'un même système, les secteurs perturbés d'autres secteurs non perturbés. Sur le Scorff (Morbihan – France; fig. 1), petit fleuve côtier à salmonidés drainant une surface de bassin versant de 480 km² et long de 75 kilomètres, deux piscicultures intensives de truites arc-en-ciel sont installées sur le cours principal.

Sur la base d'un réseau d'indicateurs d'abondance, Prévost (1999) a montré que les densités de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'année sont significativement réduites à l'aval de chaque pisciculture, permettant ainsi de délimiter des tronçons de rivière considérés comme perturbés du point de vue de la production de juvéniles de saumon. Pour quantifier les pertes ainsi occasionnées à l'échelle de la population de saumon du Scorff, on propose de simuler ce que pourrait être la distribution des juvéniles de saumons (ou tacons) sur les tronçons perturbés, et ce, de façon cohérente avec les observations réalisées sur les secteurs non perturbés.

En statistique, les méthodes de simulation (méthodes de Monte Carlo, rééchantillonnage bootstrap, algorithme Métropolis-Hasting, etc.) permettent de générer des tirages selon un modèle probabiliste donné. Dans le cas de données spatialisées, il convient de choisir des méthodes qui respectent la structure spatiale éventuellement présente dans les systèmes étudiés. Les densités de juvéniles de saumon le long d'un axe fluvial présentent a priori une structure spatiale. En

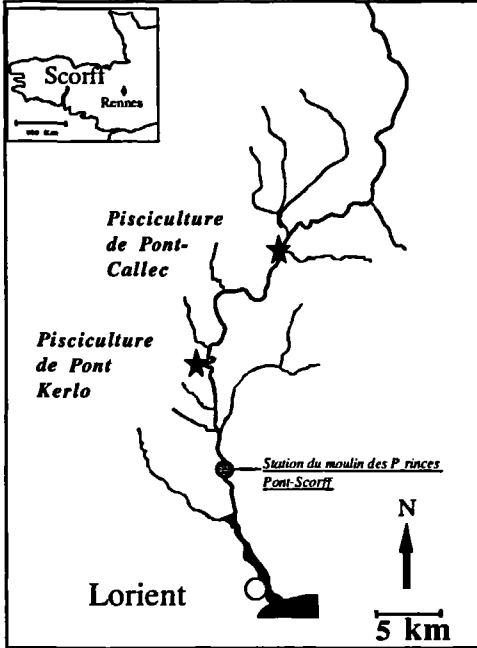


Figure 1
Le réseau hydrographique du Scorff : localisation des deux piscicultures sur le cours principal.

effet, chez le saumon, la colonisation du cours d'eau par les géniteurs se fait par progression vers l'amont, la dispersion des alevins s'opère préférentiellement vers l'aval depuis leurs frayères d'origine (Beall *et al.*, 1994) et la répartition des habitats favorables aux juvéniles est dépendante de la pente (Amiro, 1983), autant d'éléments générateurs d'autocorrélation spatiale pour des mesures d'abondances ponctuelles de tacons.

À partir d'un réseau d'observations, les techniques géostatistiques permettent de définir la structure spatiale (e.g. le variogramme) d'une variable régionalisée et de tirer profit de cette structure dans différentes opérations statistiques. Les applications dans le domaine de l'halieutique ont jusqu'à présent concerné uniquement le milieu marin et ont porté sur l'estimation de variances d'estimations globales (Matheron, 1965; Conan, 1985; Foote, 1993; Petitgas, 1993; Bez *et al.*, 1997, Rivoirard et Bez, 1997) ou sur la cartographie par krigeage (Matheron, 1965; Pelletier et Parma, 1994; Barange et Hampton, 1997; Samb et Petitgas, 1997). Les techniques géostatis-

tiques de simulation n'ont pour l'instant donné lieu qu'à de très rares applications halieutiques concrètes (Simmonds et Fryer, 1996) bien que leurs fondements théoriques aient été mis en place par Matheron (1973) assez tôt. Le présent travail innove donc aussi bien du point de vue de la thématique abordée aux moyens des outils de la géostatistique, *i.e.* analyse de l'impact d'activités humaines sur des populations de poissons en milieu continental, que du point de vue des techniques utilisées, *i.e.* les simulations.

Matériel et méthodes

Échantillonnage

La population de juvéniles de saumon atlantique du Scorff est échantillonnée chaque année (1995-1998) en automne (dernière semaine de septembre) par pêche électrique. Sur la partie du cours principal accessible aux géniteurs de saumon, le plan d'échantillonnage comprend 39 stations fixes, notées S1 à S39 de l'aval vers l'amont. Les stations sont homogènes du point de vue de l'habitat physique et correspondent toutes au *preferendum* des tacons 0+ en automne, à savoir le type radier ou rapide (habitats peu profonds sur substrat grossier à écoulement turbulent, Baglinière et Champigneulle, 1982; Baglinière *et al.*, 1993).

Pour chaque station un indicateur d'abondance ponctuelle en tacons de l'année de type CPUE est obtenu selon le protocole de pêche électrique standardisé défini par Prévost et Baglinière (1995). Il est exprimé en nombre de poissons capturés par cinq minutes de pêche (ind.5mn^{-1}) et est proportionnel à une densité exprimée en nombre d'individus par m^2 à un facteur 0,00358 près (Prévost et Nihouarn, 1999). Par la suite, on ne parlera plus que de densité de tacons. Les juvéniles de l'année (0+) sont séparés de ceux plus âgés (1+, les individus d'âge supérieur étant exceptionnels) par une simple observation de la distribution des tailles, sauf dans certains cas douteux où un prélèvement d'écaillés est réalisé pour la détermination de l'âge. Les juvéniles de saumon sont présents presque uniquement

dans les zones d'eau courante, les secteurs profonds à écoulement très lent pouvant être considérés comme improductifs (Baglinière et Champigneulle, 1982). Les tacons étant territoriaux, les surfaces d'eau courante peuvent donc être utilisées pour évaluer la taille d'un système en terme de production de tacons. Si on reprend les types d'habitat proposés par Baglinière et Champigneulle (1986), on sépara parmi les zones d'eau courante, les radiers/rapides où sont concentrés les juvéniles de saumon en début d'automne, et les plats (habitats à écoulement laminaire) qui sont moins colonisés (Baglinière et Champigneulle, 1982, 1986; Baglinière *et al.*, 1993). En se basant sur des observations provenant de différentes rivières à saumon du Massif Armoricaïn qui montrent que les densités de tacons 0+ sur les radiers/rapides sont en moyenne de l'ordre de 5 fois supérieures à celles enregistrées sur les plats, Prévost et Porcher (1996 a) proposent d'évaluer la taille d'un système pour la production de tacons, en quantifiant les surfaces d'eau courante en m² d'équivalent radier/rapide de la façon suivante :

$$S_{er} = S_{rr} + (S_{pl}/5)$$

où S_{er} représente la surface de production en m² d'équivalent radier/rapide, S_{rr} la surface de radier/rapide en m² et S_{pl} la surface de plats en m².

Sur la base d'une description exhaustive des surfaces en eau du Scorff par type d'habitat (Claude, 1996), une surface d'équivalent radier/rapide est associée à chacune des 39 stations. Elle correspond à la section encadrant la station concernée délimitée par les points situés au milieu des intervalles entre la station considérée et les stations adjacentes. Pour la suite, on considérera un cours d'eau « virtuel » uniquement composé de radiers/rapides dont la largeur, variable, représenterait la densité en surface d'habitat favorable aux juvéniles par unité linéaire de cours d'eau (fig. 2).

Prévost (1999) a identifié comme perturbées dix stations réparties en deux groupes de 5 stations consécutives à l'aval immédiat de chaque pisciculture. Le Scorff est alors divisé en 5 tronçons :

Tronçon 1 : de l'estuaire à la première station perturbée (stations S1 à S4);

Tronçon 2 : les 5 stations perturbées en aval de Pont Kerlo (stations S5 à S9);

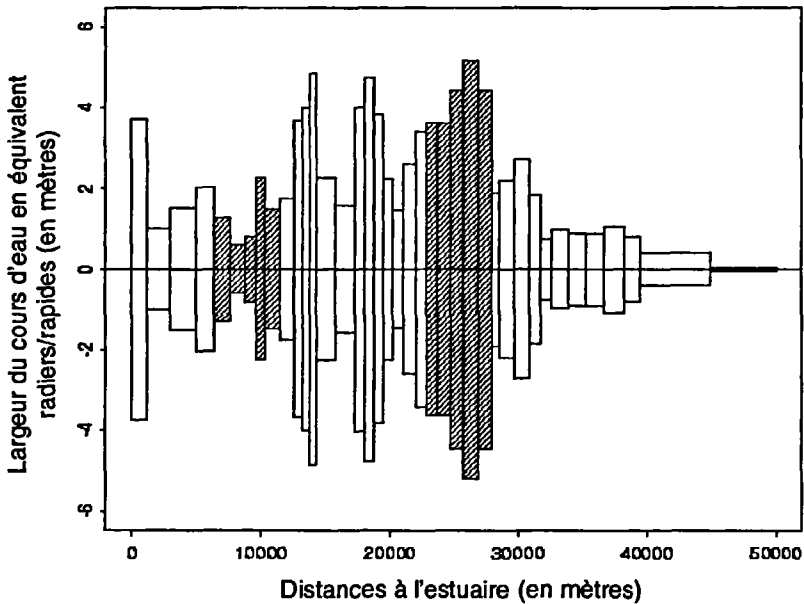


Figure 2

Mesure de la densité de surface en équivalent radier par mètre de cours d'eau. Représentation de la largeur virtuelle de la rivière si elle était constituée uniquement d'habitat de type radier/rapide. L'aire de chaque rectangle est proportionnelle à la surface d'équivalent radier/rapide pour chaque station. Les stations perturbées sont représentées en grisé.

- Tronçon 3 : les stations en amont de Pont Kerlo jusqu'à la première station perturbée par la pisciculture de Pont-Callec (stations S19 à S22);
 Tronçon 4 : les 5 stations perturbées en aval de Pont-Callec (stations S23 à S27);
 Tronçon 5 : toutes les stations en amont de Pont-Callec (stations S28 à S39).

Sur la base de cette identification préalable des stations perturbées (S5 à S9 et S23 à S27), on propose dans cette étude de quantifier les pertes de production en juvéniles de saumon dues à la pollution engendrée par les piscicultures. Le terme de « perte » exprime qu'en l'absence de rejets polluants la production de juvéniles de saumon aurait été plus forte. Ce point est justifié ultérieurement (cf. Discussion).

Les deux piscicultures ainsi que les tronçons perturbés sont situés dans des contextes topographiques différents. La pisciculture de Pont Kerlo, la plus en aval (11 km de la limite de remontée de la marée), se situe au-dessus d'une zone à faible pente où prédominent les faciès d'écoulement laminaires et relativement lents, et qui renferme peu d'habitats favorables aux juvéniles de saumon (faible surface d'équivalent radier/rapide), soit un potentiel de production faible. La pisciculture de Pont-Callec (28 km de la limite de remontée de la marée) est située à l'amont de la partie la plus pentue du Scorff, riche en faciès d'écoulement turbulent à forte vitesse de courant et qui correspond à la partie du Scorff qui abrite les plus grandes surfaces d'habitat favorables aux tacons, soit un potentiel de production important.

Statistiques élémentaires

Si x désigne un point le long du Scorff, on note $z(x)$ la densité de tacons 0+ en ce point, encore appelée variable régionalisée (Matheron, 1965). La position des points expérimentaux est notée x_i avec $i=1, \dots, n$, où n représente le nombre de stations utilisées dans les analyses. En 1998, il n'y a quasiment plus de tacon au-delà de la pisciculture de Pont-Callec (après la station S27). Nous n'avons considéré cette année-là que les 27 premières stations ($n = 27$) dans le but de caractériser la répartition des tacons sur leur aire de répartition effective et non sur l'ensemble de la zone potentiellement colonisable. Pour les trois autres années (1995-1997), toutes les stations sont utilisées ($n = 39$). Si $z(x_i)$ représente les valeurs expérimentales de la densité de tacon et $S_{er}(x_i)$ la surface en équivalent radier disponible à la station i , la moyenne des densités pondérées par les surfaces d'équivalents radier est :

$$m = \frac{\sum_{i=1}^n z(x_i) \cdot S_{er}(x_i)}{\sum_{i=1}^n S_{er}(x_i)}$$

et l'abondance :

$$Q = \sum_{i=1}^n z(x_i) \cdot S_{er}(x_i)$$

Estimation de l'impact des piscicultures par simulation

L'impact des rejets des piscicultures sur les juvéniles de saumon est quantifié par une perte de production positive ou négative des juvéniles, à savoir l'écart entre la production observée et la production potentielle si la pollution des piscicultures était absente. Pour cela, on simulera tout d'abord ce qu'aurait pu être le profil des densités de saumon si nous avions eu l'occasion de l'observer exhaustivement, en présence de perturbation. Dans un deuxième temps, on laissera la simulation se comporter librement sur les tronçons perturbés, sous réserve que la structure spatiale d'ensemble soit respectée. L'écart entre les deux types de simulations servira *in fine* à évaluer les pertes de juvéniles occasionnées par les rejets polluants.

En géostatistique, une simulation (Matheron, 1973; Chilès et Delfiner, 1999) est un modèle numérique qui restitue la distribution (*i.e.* l'histogramme) et la structure spatiale (*i.e.* le variogramme) d'une fonction aléatoire (modèle probabiliste représentant les données expérimentales). On distingue habituellement les simulations conditionnelles des simulations non conditionnelles selon qu'elles respectent ou non la valeur prise par la fonction en un certain nombre de points de l'espace (il s'agit typiquement de respecter ou non les valeurs prises aux points échantillonnés). Les techniques de simulation, à l'inverse des procédures d'interpolation dont l'effet de lissage est inévitable, ont pour objectif de reproduire fidèlement la variabilité spatiale. Les estimations d'impact se déroulent selon le processus suivant :

- transformation gaussienne des données;
- analyse structurale : variogramme de la transformée gaussienne et choix d'un modèle de variogramme;
- simulations;
- transformation gaussienne inverse des simulations et estimation des pertes de production.

Les fondements théoriques des méthodes de la géostatistique, ainsi que les algorithmes de simulations, ne seront pas présentés en détail ici. Seuls les aspects pratiques et les choix des modélisations seront évoqués. Pour plus d'information, on se reportera à la bibliographie (Matheron, 1973; Chilès et Delfiner, 1999).

Transformation gaussienne

Les transformations gaussiennes sont inspirées par la comparaison graphique des fréquences cumulées expérimentales avec les quantiles correspondant d'une loi normale. Ces graphes présentent des formes sigmoïdes qui nous ont conduits à choisir la transformation suivante :

$$y = \begin{cases} \ln\left(\frac{z \cdot \alpha}{M - z}\right) & \text{si } z > 0 \\ \frac{m}{100} & \text{si } z = 0 \end{cases}$$

avec : z la densité, α une constante qui contrôle le point d'inflexion, M la densité maximale pour chaque année (bornée à 0,54 ind.m⁻²) et y la transformée gaussienne de la densité.

M est fixé à deux fois le maximum observé pour l'année, si cette valeur n'est pas supérieure à 0,54 ind.m⁻². Cette valeur a été déterminée par jugement d'expert (Prévoist et Baglinière, comm. pers.) en se basant sur la gamme de variation observée à partir des nombreux suivis de densités de tacons réalisés sur le Scorff depuis les années soixante-dix.

Varigrammes expérimentaux de la variable gaussienne

Définition

Dans le cadre de la géostatistique dite intrinsèque, la variable régionalisée $y(x)$ est considérée comme une réalisation de la fonction aléatoire $Y(x)$. Dans ce cadre, le variogramme, noté $\gamma(h)$ (Matheron, 1965), représente la variabilité moyenne qui existe entre deux points en fonction de la distance h qui les sépare et permet de décrire la structure spatiale de la fonction aléatoire $Y(x)$:

$$\gamma(h) = Y_2 \cdot \text{Var}(Y(x) - Y(x+h))$$

Se placer dans le cadre intrinsèque signifie que le comportement des couples de densité $(Y(x), Y(x+h))$ n'est pas affecté par la plus ou moins grande proximité des frontières du champ. Dans cette optique, le champ peut être considéré comme une fenêtre à travers de laquelle on observe un phénomène régi par une certaine loi de comportement,

phénomène qu'on pourrait imaginer se déployer à l'infini. Or l'allure des profils de densités (cf. Résultats) fait penser qu'il n'y a pas indépendance entre le champ (*i.e.* les limites amont et aval du cours principal du Scorff) et la régionalisation des tacons. Cependant, l'expérience montre que le variogramme expérimental offre un contrôle efficace de l'hypothèse intrinsèque, lorsqu'il présente par exemple une portée et un palier. On peut donc calculer des variogrammes sans considérations préalables sur l'hypothèse intrinsèque.

Variogramme expérimental et choix du modèle structural

La distance entre deux stations consécutives est en moyenne de 1 280 mètres. Après avoir testé différentes classes de distance, nous avons opté pour une classe de 1 500 mètres d'envergure. Chaque variogramme est modélisé à l'aide d'une procédure d'ajustement automatique, qui minimise la somme des écarts quadratiques entre le modèle et les points du variogramme expérimental, et qui détermine les différents paramètres du modèle.

Les variogrammes expérimentaux ont été modélisés par des combinaisons de modèles pépitiqes et sphériques. L'effet de pépité correspond à une microstructure rendue inaccessible par l'échantillonnage (espace-ment entre les données) et/ou à des erreurs de mesures non systématiques. Compte tenu du protocole suivi pour la collecte des données, des erreurs de mesures existent. La présence, même minime, d'un effet de pépité à chacun des modèles a donc été imposée. Le modèle sphérique est linéaire à l'origine et correspond à des variables continues dans l'espace mais non différentiables (forte variabilité). Ce modèle est caractérisé par deux paramètres : le palier, exprimé en unité de variance, qui indique le seuil atteint par le modèle et la portée, exprimée en unité de distance, qui indique la distance à laquelle le modèle atteint le palier, c'est-à-dire la distance à partir de laquelle deux données ne sont plus corrélées. On notera que la présence de structures à palier permet de valider *a posteriori* l'hypothèse intrinsèque.

Simulations

Rappels sur les simulations géostatistiques

La simulation de fonctions aléatoires gaussiennes devant respecter les valeurs prises par la fonction en certains points peut se faire en

deux étapes. Dans un premier temps, on simule une fonction aléatoire qui présente les mêmes caractéristiques globales que la fonction aléatoire à simuler, c'est-à-dire même histogramme et même variogramme. Cette simulation est dite non conditionnelle puisqu'elle ne respecte pas les valeurs des densités observées aux points échantillons. Dans un deuxième temps, sans changer la structure d'ensemble de la simulation, on transforme les valeurs simulées de sorte qu'elles respectent les valeurs observées. Cette opération, dite de conditionnement, est effectuée par krigeage (interpolation spatiale) (Chilès et Delfiner, 1999) de l'écart qui existe entre valeurs simulées non conditionnellement et valeurs observées aux points conditionnant (fig. 3).

Simulations sc et scnp

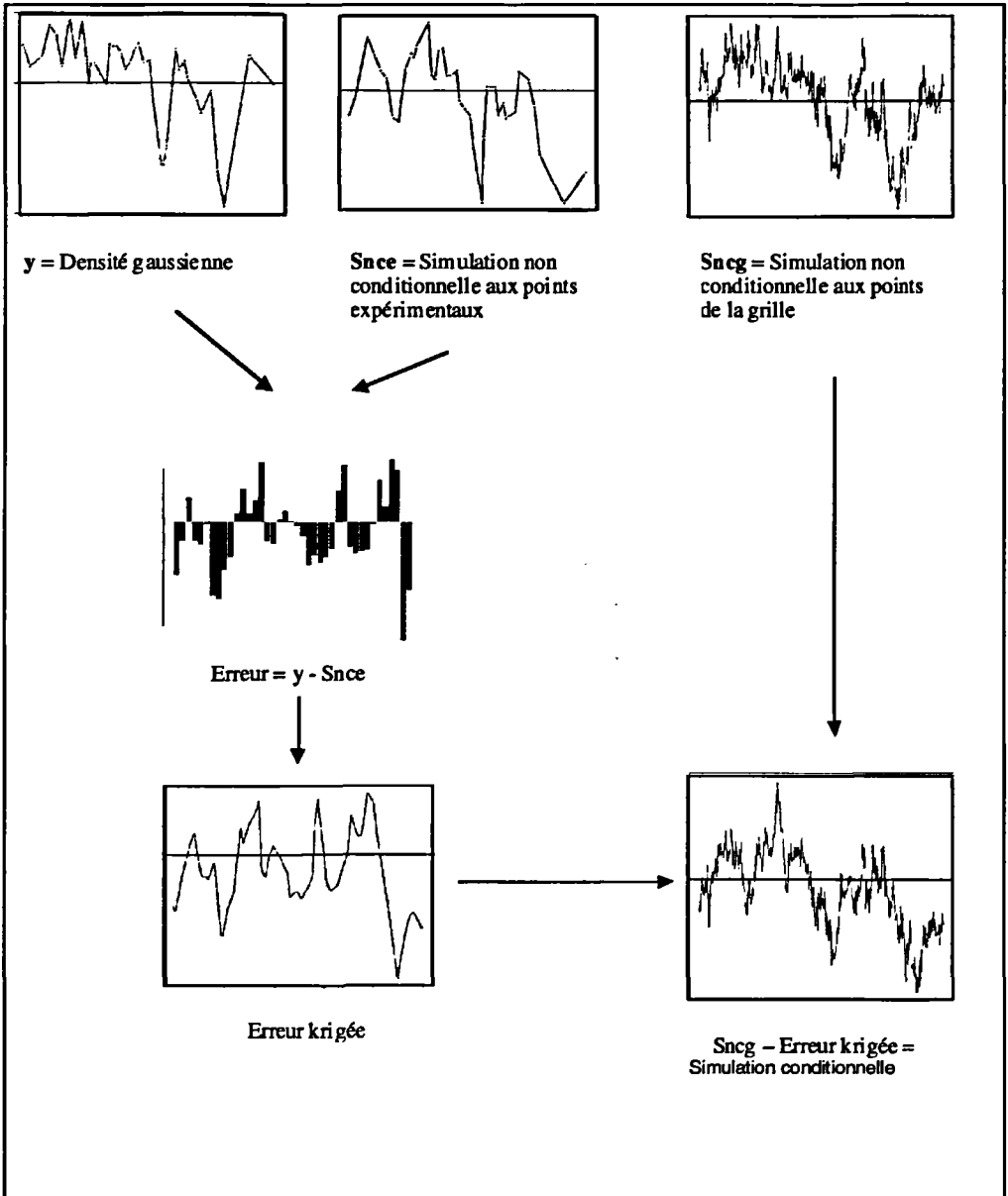
Pour un variogramme sphérique à une dimension, le champs à simuler (*i.e.* le Scorff) est divisé en segments de longueur égale à la portée du variogramme. Sur chaque segment, on implante une droite de pente et d'ordonnée à l'origine +/- 1 variant aléatoirement selon des lois binomiales. En répétant cette opération un grand nombre de fois (100 fois par exemple) et en sommant l'ensemble des résultats, on obtient un ensemble de données d'histogramme gaussien et de variogramme sphérique de portée et de palier voulus.

Mille simulations non conditionnelles de la transformée gaussienne des densités de tacons ont été réalisées tous les 100 mètres le long du Scorff, ainsi qu'aux emplacements des stations expérimentales. Chaque simulation est ensuite conditionnée soit par toutes les stations (simulations notées sc) soit par les stations non perturbées (simulations notées scnp).

Transformation gaussienne inverse et estimation des pertes de production

Les densités simulées sont transformées par la transformation gaussienne inverse suivante :

$$z = \left(\frac{M \times e^y}{\alpha + e^y} \right)$$



I Figure 3

Présentation schématique du conditionnement des simulations.

Pour chaque graphe, l'abscisse représente la distance à l'embouchure et l'ordonnée les transformées gaussiennes des densités.

L'impact des piscicultures est quantifié par une perte de production des juvéniles, à savoir l'écart entre la taille de la population simulée conditionnellement à toutes les données et la taille potentielle de la population en absence de pollution. L'effectif de tacons par tranche de 100 mètres (correspondant au pas de simulation) est obtenu en faisant le produit de la densité simulée par la surface d'équivalent radier/rapide correspondante. Les surfaces d'équivalent radier/rapide le long du Scorff ont donc été préalablement discrétisées de façon *ad hoc*, tous les 100 mètres.

En chacun des points simulés, la moyenne des 1 000 simulations permet de tracer le profil moyen des densités simulées. Pour chaque répétition, la différence d'effectif entre les deux types de simulation, sc et scnp, est calculée soit sur l'ensemble du Scorff, soit par tronçon. La moyenne des pertes est la moyenne des différences sur les 1 000 répétitions. Ces pertes sont exprimées en pourcentage de la taille de la population totale estimée à partir des simulations scnp. Connaissant la valeur de cette perte pour chaque simulation, on peut en approcher la distribution par un histogramme.

L'ensemble des calculs de cette étude est réalisé à l'aide du logiciel S-Plus™. Les routines géostatistiques utilisées ont été développées par Bez et Rivoirard (Centre de Géostatistique).

■ Résultats

Profils des densités et statistiques élémentaires

L'observation des profils annuels de densité permet de visualiser la façon dont se répartissent les tacons 0+, d'identifier la richesse relative des différents tronçons et des différentes années ainsi que de situer les piscicultures et les zones de perturbation générées par ces dernières (fig. 4).

Sur l'ensemble de la période, les densités fluctuent entre 0 et 0,38 ind.m⁻². Les moyennes pondérées fluctuent entre 0,04 et

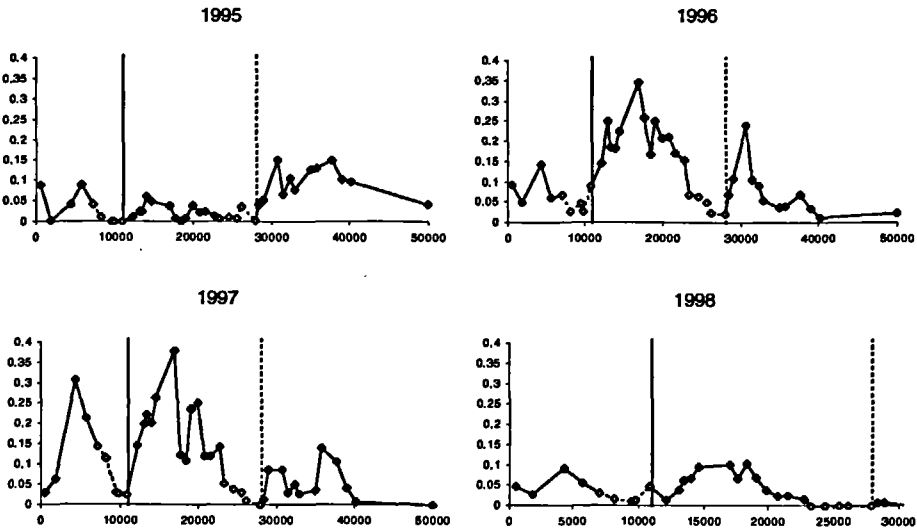


Figure 4

Densités de saumon (en ind.m⁻²) en fonction de la distance à l'embouchure (m) de 1995 à 1998.

En noir, les stations non perturbées.

◊ les stations perturbées.

Trait plein vertical, la position de la pisciculture de Pont Kerlo.

Trait pointillé vertical, la position de la pisciculture de Pont-Callec.

0,12 ind.m⁻². On distingue deux années (95 et 98) avec des moyennes pondérées faibles, de l'ordre de 0,04 ind.m⁻², et deux années (96 et 97) où les moyennes pondérées dépassent 0,11 ind.m⁻² (tableau 1).

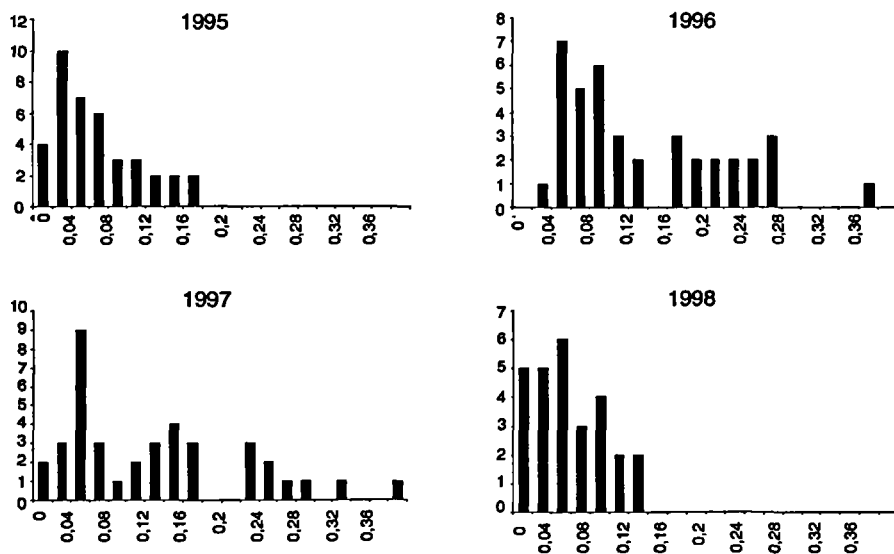
En 1995, les plus fortes densités sont observées à l'amont de la pisciculture de Pont-Callec et peu de tacons ont été capturés sur les 30 premiers kilomètres. En 1996 et 1997, les profils de densité sont globalement identiques; ils présentent un pic important entre les deux piscicultures, à 17 kilomètres de l'estuaire. Pour les tronçons 1 et 5, on observe également des pics atteignant néanmoins des niveaux inférieurs de densités. Ces trois pics de densité font apparaître trois zones délimitées par les deux piscicultures. En 1998, au-delà de la 23e station (première station perturbée par la pisciculture de Pont-Callec), on ne retrouve que 150 individus, soit 2,8 % de la population totale de tacons 0+ de l'année. Seuls les trois premiers tronçons sont colonisés, et on observe deux pics de densités.

	1995	1996	1997	1998
Moyenne pondérée par les surfaces (ind.m ⁻²)	0,04	0,12	0,11	0,04
Abondance totale (ind)	7519	21710	20081	5475
CV	0,96	0,73	0,87	0,84
Nombre de densités nulles observées	4	0	2	5

I Tableau 1

Statistiques élémentaires (pour l'année 1998, les calculs sont réalisés sur les 23 premiers kilomètres soit les 27 premières stations).

L'histogramme des densités (fig. 5) pour chaque année montre que les distributions ne sont pas gaussiennes. On observe une grande hétérogénéité en fonction des années. Tout comme pour les moyennes, les histogrammes différencient les années 95 et 98 des



I Figure 5

Histogrammes des densités de saumons (ind.m⁻²) de 1995 à 1998. Classes régulières de 0.02 individus.m⁻². La première classe, « 0 », représente le nombre de valeurs nulles. Les valeurs indiquées sur le graphe représentent la borne supérieure (inclusive) de la classe correspondante.

années 96 et 97. Pour ces deux dernières années, les distributions sont beaucoup plus étalées vers la droite.

Analyse des variogrammes

L'utilisation des variogrammes a permis de mettre en évidence l'existence de structure spatiale pour les transformées gaussiennes des quatre répartitions de tacons étudiées (fig. 6).

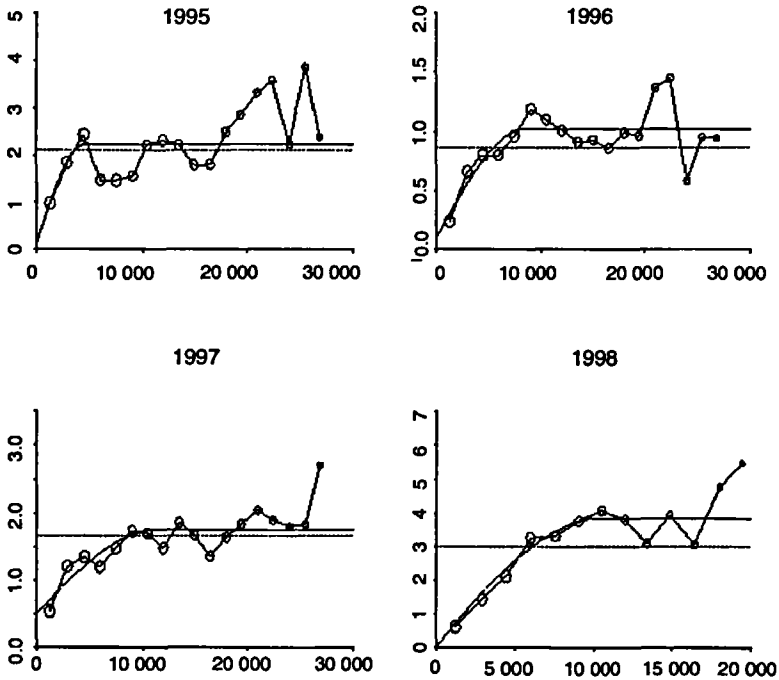


Figure 6
Variogrammes expérimentaux des densités gaussiennes de saumon de 1995 à 1998.
En abscisse, la distance h entre les points en mètres.
En ordonnée, la valeur du variogramme.
Trait pointillé horizontal, la variance expérimentale.
Pour l'année 1998, le variogramme est calculé sur les 23 premiers kilomètres.

C'est en 1995 que l'on trouve la plus faible portée, 4 800 mètres. Les portées les plus importantes se retrouvent en 1997 et 1998, 11 000 mètres. L'année 96 a une portée intermédiaire, 8 300 mètres. Pour les 4 modèles la valeur du palier est supérieure à celle de la variance expérimentale. La composante pépitique est faible par rapport au palier pour les toutes les années excepté en 1997.

Simulations

En dehors des zones perturbées, les profils moyens des simulations respectent le profil des points expérimentaux, indépendamment du type de conditionnement utilisé (fig. 7).

Les zones de fortes densités sont cependant écrêtées, et ce d'autant plus que l'effet de pépite est important (comme en 1997). Ceci est dû

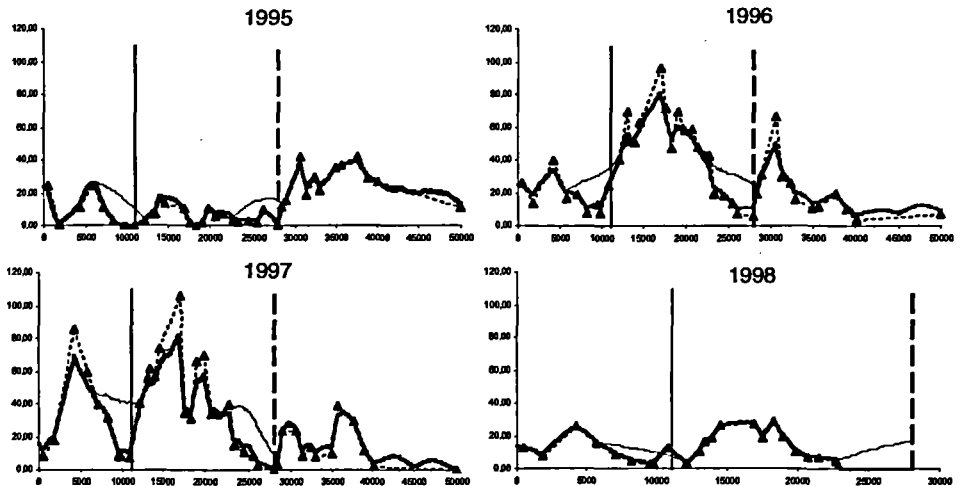


Figure 7

Profils moyens des simulations de 1995 à 1998 (en ind.m²) en fonction de la distance à l'embouchure (m).

En noir et pointillé, profils des densités expérimentales.

En noir fin, profil des simulations sc.

En noir, profil des simulations scnp.

Trait plein vertical, position de la pisciculture de Pont Kerlo.

Trait pointillé vertical, position de la pisciculture de Pont-Callec.

à la non co-localisation entre les points expérimentaux et les données simulées ainsi qu'à l'effet lissant des procédures d'interpolation comme le krigeage. L'abondance moyenne annuelle de la population de tacons 0+ résultant des simulations sc sont du même ordre de grandeur que l'abondance (Q) estimée à partir des données observées.

Si l'on retient comme estimateur des pertes de production de tacons 0+ la moyenne de l'écart entre les simulations sc et scnp, les deux piscicultures confondues entraînent, selon l'année, des pertes représentant entre 13 et 21 % de la taille moyenne de la population de tacons 0+ déduites des simulations sc (tableau 2). Les pertes sont plus importantes en valeur absolue en 1996 et 1997, bien que ce soient aussi les moins fortes en valeur relative (respectivement 13 et 16 %). Les deux années les plus faibles (1995 et 1998), les pertes consécutives à la pollution des piscicultures correspondent à environ un cinquième de la production de juvéniles de l'année.

Pour les quatre années confondues, la taille de la population de tacons 0+ des simulations scnp n'est inférieure à celle des simulations sc que dans moins de 5 % des simulations. Les résultats des simulations sont donc cohérents avec le postulat initial de cette étude découlant du travail préalable de Prévost (1999), à savoir les

Année	Abondance observée	Moyenne des abondances sc	Moyenne des abondances scnp	Moyenne de la différence (scnp-sc)			Perte moyenne en % (de la simulation scnp)		
				Total	Tronçon 2	Tronçon 4	Total	Tronçon 2	Tronçon 4
1995	7 519	7 756	9 973	2 217	566	1 489	20	7,3	19,4
1996	21 710	21 301	24 752	3 271	550	2 511	13	2,6	11,8
1997	20 081	19 127	23 201	4 073	938	2 831	16	4,9	14,8
1998	5 489	5 018	6 083	1 065	119	914	21	3,2	17,3

I Tableau 2

Moyenne des abondances et pertes moyennes obtenues par simulations exprimées en nombre de tacons de l'année et moyenne des pourcentages de perte par rapport à l'abondance obtenue par la simulation scnp (1 000 répétitions).

densités de tacons sont réduites en aval des rejets polluants. Les pertes de production moyenne de tacons 0+ sont, selon l'année, de 3 à 8 fois supérieures sur le tronçon 2 que sur le tronçon 4 (tableau 2). En valeur relative par rapport à la taille moyenne annuelle simulée de la population de tacons 0+, les pertes sur le tronçon 2 représentent, suivant l'année, entre 2.6 à 7.3 % contre 11.8 à 19.4 % sur le tronçon 4. Les histogrammes de répartitions des pertes relatives de production sur les deux tronçons perturbés montrent, outre une tendance centrale plus élevée pour le secteur en aval de la pisciculture de Pont-Callec, une plus forte variabilité (distribution plus étalée vers la droite) pour ce même tronçon par rapport à celui influencé par l'installation de Pont Kerlo.

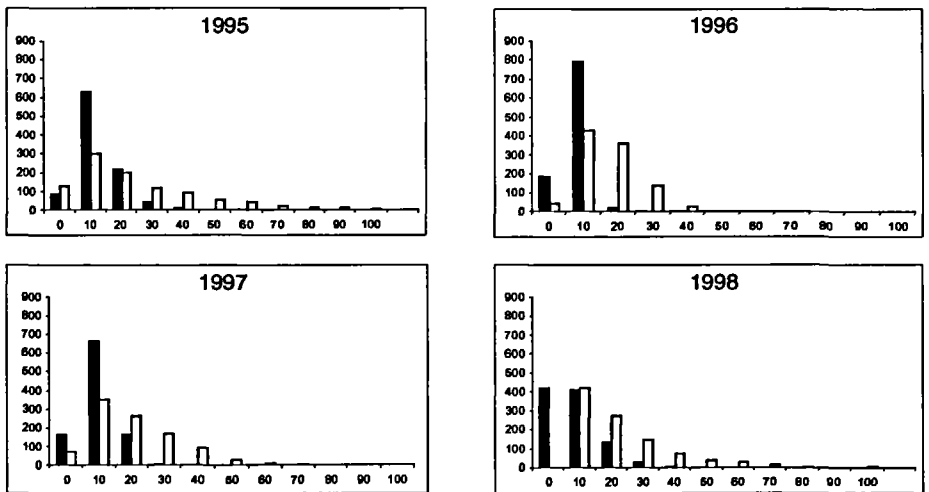


Figure 8

Histogrammes des pourcentages de pertes entre les deux simulations (sc et scnp) pour les tronçons 2 et 4.

En noir, le tronçon de Pont Kerlo.

En blanc, le tronçon de Pont-Callec.

La première classe, « 0 », représente le nombre de valeurs négatives ou nulles.

La classe « 20 » représente les données comprises entre 10 %, exclu, et 20 %, inclu.

I Discussion

L'estimation de l'impact des piscicultures sur la production de tacons est le résultat d'un processus complexe de mesure de densités sur le terrain et d'analyses statistiques. La qualité et la pertinence des résultats sont donc reliées à la pertinence des hypothèses de travail, au nombre d'observations des densités, à la qualité des données et à la pertinence du modèle probabiliste sous-jacent aux simulations.

L'existence de tronçons perturbés par les rejets polluants des piscicultures tels que mis en évidence par Prévost (1999) constitue le postulat initial de cette étude. Sur cette base, l'utilisation des méthodes géostatistiques avait pour but de passer de la mise en évidence de l'impact à sa quantification. Cette quantification est réalisée en évaluant des pertes de production de tacons dues aux pollutions. L'emploi du terme « perte » considère implicitement que les densités réduites observées à l'aval des piscicultures ne sont pas compensées par ailleurs par des augmentations. Or, une telle compensation peut sembler être suggérée par un examen rapide des profils de densité observés qui laissent apparaître des pics en dehors des zones où la pollution est la plus aiguë à l'aval immédiat des rejets polluants (fig. 4). Pour autant, une éventuelle compensation apparaît peu vraisemblable quand on la confronte à l'ensemble des informations disponibles sur le Scorff ou aux connaissances plus générales sur la biologie et l'écologie du saumon atlantique. On notera tout d'abord que les pics de densités n'apparaissent pas de façon systématique : ils sont véritablement bien marqués uniquement en 1997 sur le tronçon 1, en 1996 et 1997 sur le tronçon 3 et en 1995 et 1996 sur le tronçon 5. Si compensation il y a, elle ne s'exercerait pas de la même façon suivant l'année ou le site. Les densités observées dans les zones de pic, ne sont jamais exceptionnelles si on les compare aux observations faites sur d'autres cours d'eau bretons (Prévost et Porcher, 1996b ; Porcher, 1999 ; Anonyme, 2000 ; Conseil supérieur de la pêche, données non-publiées). Sur le Scorff, les densités en tacons de l'année évoluent même dans une gamme plutôt basse par rapport aux autres rivières à saumon de Bretagne. Le recours à une hypothèse de compensation n'est donc pas nécessaire pour

expliquer le niveau absolu des densités observées sur les zones les plus productives du Scorff. L'apparition de « pics » de densités correspond également à une interprétation faite relativement aux secteurs adjacents. Or, les plus faibles densités observées aux extrémités aval et amont du cours d'eau sont considérées comme des phénomènes tout à fait normaux pour des sites localisés aux frontières de l'aire de distribution du saumon sur le cours d'eau. Par ailleurs, en 1995, la production de tacons du Scorff a été affectée par une crue centennale qui a remanié les fonds de graviers dans lesquels se trouvaient les embryons en cours de développement. Les fortes densités observées au-dessus de l'installation de Pont-Callec cette année-là peuvent s'expliquer par un effet moins dévastateur de la crue sur cette zone en liaison avec sa localisation à l'amont du bassin. En dehors de 1995, les densités sont en moyenne plus faibles en amont de l'installation de Pont-Callec. Ceci est à relier avec la présence du barrage servant à détourner l'eau du Scorff vers la pisciculture. Ce barrage constitue un obstacle à la colonisation vers l'amont des géniteurs et gêne la pleine utilisation des zones de reproduction sur le tronçon 5 (élément corroboré par des observations faites sur les zones de frayères lors de la saison de reproduction). La présence de pics de densités sur la partie intermédiaire du Scorff ou sur la partie amont en 1995 est donc *a priori* attendue en dehors de toute hypothèse de compensation.

Si l'on examine maintenant les processus potentiellement sous-jacents à une compensation, on peut en identifier trois principaux :

- une augmentation de la capacité d'accueil du cours d'eau en juvéniles de saumon, une fois la zone du pic de pollution aiguë passée, du fait d'une augmentation de la trophie du milieu ;
- une distribution des géniteurs lors de la reproduction qui les conduirait à éviter les secteurs perturbés ;
- une migration des juvéniles hors des zones perturbées.

Aucune de ces hypothèses n'apparaît vraisemblable. Des données sur la qualité chimique de l'eau et les peuplements de macrophytes aquatiques de part et d'autre de la pisciculture de Pont-Callec montrent que sur le tronçon 3 non perturbés en aval, on observe aucun signe d'une augmentation significative de la trophie du milieu (Daniel et Haury, 1995). En revanche, ce sont plutôt les tronçons

perturbés qui se trouvent notablement enrichis (eutrophisation). Une compensation par migration des géniteurs ou des juvéniles vers l'amont est improbable, car les barrages attenants à chacune des piscicultures sont des obstacles au déplacement des poissons vers l'amont. En outre, des indications d'une reproduction active (nids de ponte ou géniteurs mourants après la reproduction) sont couramment observées sur les tronçons 2 et 4 perturbés par les piscicultures. La migration des juvéniles de l'année vers l'aval sur une distance de plusieurs kilomètres en dehors des zones perturbées est elle aussi peu probable. En effet, après leur émergence des graviers, les alevins s'implantent préférentiellement au voisinage immédiat de la frayère dont ils sont issus. Là, ils adoptent très vite un comportement territorial et sont directement inféodés au fond (Beall *et al.*, 1994; Bardonnnet et Baglinière, 2000). Une diffusion vers l'aval a bien lieu mais le site initial de reproduction reste celui préférentiellement colonisé. La première période importante de déplacement des juvéniles se situe à l'automne après la première saison de croissance, or les échantillonnages sont réalisés avant cette période de réajustement. Des mouvements durant la saison de croissance sont cependant occasionnellement décrits dans la littérature, mais ils sont interprétés comme une réponse à l'action conjointe de forte densités et de l'augmentation des besoins en espace des juvéniles au fur et à mesure de leur croissance (accroissement de la taille des territoires individuels) ou à la recherche de conditions trophiques plus favorables à la croissance (McCormick *et al.*, 1998). De tels phénomènes sont peu plausibles dans les tronçons perturbés à l'aval des piscicultures où la densité des juvéniles est toujours faible et où le milieu est enrichi sous l'effet des rejets polluants. Du point de vue spatial et trophique, l'aval des piscicultures apparaîtrait plutôt comme des zones « d'attraction ». On peut certes imaginer une migration massive vers l'aval pour fuir des conditions « physioco-chimiques » stressantes dans les tronçons perturbés par les piscicultures, mais ceci présuppose qu'il y aurait de fortes quantités d'alevins produits dans les tronçons perturbés. Or, des observations *in situ* faites de part et d'autre de l'installation de Pont-Kerlo montrent que la survie sous-graviers lors des phases embryo-larvaires en aval des rejets polluants de pisciculture est très nettement réduite voire pratiquement nulle (Claude, 1996; Prévost et Bardonnnet, données non publiées). Même si une certaine redistribution des géni-

teurs ou des juvéniles s'opérait, depuis les tronçons perturbés vers les non-perturbés, des phénomènes de régulation densité dépendants, largement décrits chez les salmonidés (Prévost *et al.*, 1996), ne permettraient pas de compenser totalement les réductions d'abondance dans les zones perturbées. Enfin, Prévost (1999) discute la validité de l'identification des stations perturbées. Présentant un certain nombre d'arguments, relevant à la fois de la méthodologie statistique utilisée, de l'écologie du cours d'eau et du comportement de migration des reproducteurs, il conclut que le nombre de stations identifiées comme perturbées minore vraisemblablement le nombre de stations réellement perturbées. L'utilisation du terme de pertes de production apparaît donc justifiée et leur quantification par la présente étude est sans doute faite *a minima*.

Dans ce schéma de pertes locales sans compensation, la structure spatiale « naturelle » des tacons correspond aux variogrammes calculés sur la base des seules stations non perturbées (tronçons 1, 3 et 5, soit 29 données seulement). Une telle approche n'a pas été possible, car les variogrammes calculés à partir des données non perturbées n'ont pas de structure interprétable. La raison en est probablement le faible nombre de données observées ainsi que l'irrégularité de leur distribution le long du cours d'eau. Pour autant, les variogrammes calculés sur l'ensemble du Scorff présentent des similitudes avec ceux calculés sur les stations non perturbées. En particulier, ils présentent des valeurs proches à leurs extrémités (premiers pas de calcul et grandes distances). Il a donc été décidé de caractériser la structure spatiale « naturelle » de la population de tacons par le variogramme calculé sur l'ensemble des données. Le faible nombre de données génère une forte incertitude sur les paramètres de portée et palier des modèles de variogramme ainsi que sur les fonctions de transformation gaussienne. Une étude de la sensibilité des résultats à ces paramètres compléterait utilement le travail rapporté dans cet article.

La moyenne d'un grand nombre de simulations est théoriquement voisine du krigeage. Le profil de densité obtenu en moyennant les 1 000 simulations, a donc l'aspect lissé d'un profil krigé et la taille de la population de tacons 0+ calculée sur la base de ce profil moyen, le sens d'une estimation par krigeage du nombre de tacons présents sur le Scorff une année donnée. L'estimation par krigeage

en un point très proche d'un point de donné peut se révéler différente de la valeur observée si la structure spatiale présente un effet de pépité (hétérogénéité locale). De plus, l'importance de ce décalage est liée à la part de l'effet de pépité dans le modèle de variogramme (Matheron, 1973). Ceci se traduit en 1997 par un écrêtage important des zones de fortes densités.

Malgré la faible quantité de données, la méthode se révèle opératoire puisque, pour chacune des quatre distributions annuelles de juvéniles de saumon, une structure spatiale a pu être décrite puis modélisée. *In fine*, les simulations géostatistiques permettent d'appréhender l'impact des rejets polluants des piscicultures sur la population de juvéniles de saumon par une estimation de perte de production. La distribution empirique des simulations fournit une évaluation de la précision de cette estimation. L'approche proposée ici a une portée assez générale qui peut être adaptée à toute population animale ou végétale, à condition de disposer :

- d'un réseau d'observations des abondances locales suffisamment fin par rapport au domaine d'étude ;
- des points d'observations couvrant à la fois des zones perturbées et non perturbées par la pollution ;
- une structuration spatiale des données.

Les éléments méthodologiques qui viennent d'être soulevés (faible nombre de données, hypothèses de travail) incitent à une certaine prudence dans l'interprétation des résultats. Malgré cela, on notera que quelle que soit l'année, plus de 95 % des simulations rendent compte d'un effet cumulé des deux piscicultures négatif sur la taille de la population de tacons 0+. Les pourcentages de pertes exprimés en quantité de tacons relativement à la taille de la population totale en absence de perturbation (simulations scnp) sont importants, compris entre 13 et 21 % selon les années.

La pisciculture de Pont-Callec a un impact beaucoup plus important (en moyenne de 3 à 8 fois supérieure) sur la production de tacons de l'année que celle de Pont Kerlo. En particulier, la perte moyenne estimée pour le secteur de Pont-Callec correspond pratiquement à la perte maximum observée sur les simulations dans le tronçon perturbé par la pisciculture de Pont Kerlo. Par exemple, en 1996, la perte moyenne estimée pour le secteur de Pont-Callec est de 2511 tacons alors que 94 % des simulations effectuées en aval de Pont

Kerlo fournissent des pertes inférieures à 2 500 individus. Cet écart est essentiellement dû à la localisation des deux piscicultures dans des contextes écologiques bien différents (Prévoist, 1999; fig. 2; § 2.1). La pisciculture de Pont Kerlo, se trouve au-dessus d'une zone naturellement moins propice à la production de juvéniles de saumon que l'installation de Pont-Callec.

Les estimations de pertes de production proposées, ainsi que leur incertitude et leur variabilité inter annuelle pourraient servir de base à une approche visant à évaluer les conséquences des piscicultures sur la dynamique de la population de saumon du Scorff. On pourrait en particulier, dans le cadre d'une approche de modélisation de type stock/recrutement, tenter de mieux apprécier l'effet de la pollution des piscicultures sur les capacités de renouvellement, la résistance à l'exploitation et la stabilité de la population.

Bibliographie

- AMIRO P.G., 1993 — Habitat measurement and population estimation of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Gibson R.J. et Cutting R.E. Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters, 81-97, *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 118.
- ANONYME, 2000 — Suivi d'abondance de juvéniles et recensement de frayères à saumon sur le bassin du Blaver (1999). Fed. Morbihan Pêche Protect. Mil. Aquat., 21 p.
- BAGLINIÈRE J.L., CHAMPIGNEUILLE A., 1982 — Densité des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) et de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) sur le cours principal du Scorff (Bretagne) : preferundums physiques et variations annuelles (1976-1980). *Acta Oecologica Oecol. Appl.* : 3, 241-256.
- BAGLINIÈRE J.L., CHAMPIGNEUILLE A., 1986 — Populations estimates of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, as indices of smolt production in the R. Scorff, Brittany. *J. Fish. Biol.*, 29 : 467-482.
- BAGLINIÈRE J.L., MAISSE G., NIHOARN A., 1993 — Comparison of two methods of estimating Atlantic salmon, *Salmo salar*, wild smolt production. In Gibson R.J., Cutting R.E. (eds), Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters, 189-201, *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 188.
- BARANGE M., HAMPTON I., 1997 — Spatial structure of co-occurring anchovy and sardine populations from acoustic data : implications for survey design. *Fish. Oceanogr.* 6 (2) : 94-108.

- BARDONNET A.,
BAGLINIÈRE J.-L., 2000 –
Freshwater habitat of Atlantic salmon
(*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat.
Sci.*, 57 : 497-508.
- BEALL E., DUMAS J., CLAIREAUX D.,
BARRIÈRE L., MARTY C., 1994 –
Dispersal patterns and survival of
Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)
juveniles in a nursery stream. *ICES
J. Mar. Sci.*, 51 : 1-9.
- BEZ N., RIVOIRARD J., GUIBLIN P.,
WALSH M., 1997 –
« Covariogram and related tools for
structural analysis of fish survey
data ». E.Y. Baafi and N.A. Schofield
(eds), *Geostatistics Wollogong'96*,
Volume II. Kluwer,
Dordrecht : 1316-1327.
- BILLARD R., 1989 –
La salmoniculture en eau douce. In
Barnabe G., Lavoisier, Technique et
documentation, Paris. *Aquaculture*,
vol. 2 : 569-613.
- BOURGET-RIVOALLAN S., 1982 –
L'impact des piscicultures sur les
rivières à salmonidés.
I - Caractérisation générale des rejets
sur le milieu. Propositions de
solutions. (essai bibliographique).
II - Analyse d'un exemple dans le cas
du Scorff, rivière de Bretagne-sud.
Mémoire DAA. opt. Protec. amgt. mil.
nat., Ensa Rennes, Inra Lab. écol.
hydrobio., 29 p.
- CHILES J.P., DELFINER P., 1999 –
Geostatistics, Modelling Spatial
Uncertainty. Willey edition.
- CLAUDE A., 1996 –
Le recrutement chez le saumon
atlantique (*Salmo salar* L.) dans le
Massif Armorican. Quantification des
surfaces d'habitat favorables aux
juvéniles et estimation de la survie
embryo-larvaire sur le Scorff
(Morbihan) et l'Oir, affluent de la
Sélune (Manche). Mémoire Cesa opt.
Halieutique, Ensa Rennes, 44 p.
- CONAN G.Y., 1985 –
Assessment of shellfish stocks by
geostatistical techniques. *ICES C.M.*
1985/K, 24, 19 p.
- DANIEL H., HAURY J., 1995 –
Effects of fish farm pollution on
phytocenoses in an acidic river
(the River Scorff, South Brittany,
France). *Acta. Bot. Gallica*, 142 :
639-650.
- FAURÉ A., 1977 –
Mise au point sur la pollution
engendrée par les piscicultures.
Piscic. Fr., 50 : 33-35.
- FOOTE K.G., 1993 –
Abundance estimation of herring
hibernating in a fjord.
ICES C.M. 1993/D : 45.
Statistics Committee.
- FUIMAN L.A. (éditeur), 1993 –
Water quality and the early life stages
of fishes. *Am. Fish. Soc. Symposium*,
14, 172 p.
- IWAMA G.K., 1991 –
Interactions between aquaculture
and the environment.
*Critical Reviews in Environmental
Control*, 21 : 177-216.
- KENDRA W., 1991 –
Quality of salmonid hatchery effluents
during a summer low-flow season.
Trans. Am. Fish. Soc., 120 : 43-51.
- KIME D.E., 1995 –
The effects of pollution on
reproduction in fish. *Rev. Fish Biol.*
Fish., 5 : 52-96.
- LACROIX G.L., 1989 –
Ecological and physiological
responses of Atlantic salmon in acidic
rivers of Nova Scotia. *Water Air Soil
Pollution*, 46 : 375-386.
- MCCORMICK S.D., HANSEN L.P.,
QUINN T.P., SAUNDERS R.L., 1998 –
Movement, migration, and smolting of
Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J.
Fish. Aquat. Sci.*, 55 (Suppl. 1) : 77-92.

- MATHERON G., 1965 – Les variables régionalisées et leur estimation : une application de la théorie des fonctions aléatoires aux sciences de la nature. Masson et Cie, Paris, 306p.
- MATHERON G., 1973 – The intrinsic random functions, and their applications. *Adv. In Appl. Prob.*, 5 : 439-468.
- OVERDORFF T.,
PORCHER J.P., 1994 – An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquacult.*, 119 : 219-235.
- PELLETIER D., PARMA A.N., 1994 – Spatial Distribution of Pacific Halibut (*Hippoglossus stenolepis*) : An Application of Geostatistics to Longline Survey Data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1506-1518.
- PETITGAS P., 1993 – Geostatistics for Fish Stock assessments : a review and an acoustic application. *ICES J. mar. Sci.*, 50 : 285-298.
- PETT J., 1989 – L'approvisionnement en eau. Le traitement de l'eau et le recyclage en aquaculture. In Barnabe G., Lavoisier, Technique et documentation, Paris. *Aquaculture*, vol. 1 : 43-182.
- PORCHER J.-P., 1999 – Le saumon atlantique en 1998. Captures par les pêcheurs amateurs et professionnels en eau douce. Éléments de connaissance et de gestion des stocks. Centre Nat. Interprétation Capt. Saumon, CSP, 47 p.
- PRÉVOST E., 1999 – Utilisation d'un test de randomisation pour détecter l'effet de rejets polluants dans un cours d'eau : application à l'impact d'effluents de piscicultures sur la production de juvéniles de saumon atlantique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 355 : 369-386.
- PRÉVOST E., BAGLINIÈRE J.L., 1995 – Présentation et premiers éléments de mise au point d'une méthode simple d'évaluation du recrutement en juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'année en eau courante. In Gascuel D., Durand J.L., Fonteneau A. (eds). *Les recherches françaises en évaluation quantitative et modélisation des ressources halieutiques*. Actes du colloque, Rennes du 29 juin au 1er juillet 1993, Orstom Editions, Paris : 39-48.
- PRÉVOST E., BAGLINIÈRE J.-L., MAISSE G., NIHOARN A., 1996 – Premiers éléments d'une relation stock-recrutement chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) en France. *Cybiu*, 20 (3) suppl. : 7-26.
- PRÉVOST E., NIHOARN A., 1999 – Relation entre indicateur d'abondance de type CPUE et estimation de densité par enlèvements successifs pour les juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) de l'année. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 352 : 19-30.
- PRÉVOST E., PORCHER J.-P., 1996a – Méthodologie d'élaboration de totaux autorisés de captures (TAC) pour le saumon atlantique (*Salmo salar* L.) dans le Massif Armorican. Propositions et recommandations scientifiques. GRISAM, Évaluation et gestion des stocks de poissons migrateurs, *Doc. Sci. Tech.* 1, 18 p.
- PRÉVOST E., PORCHER J.-P., 1996b – Révision du TAC pour la pêche du saumon atlantique dans les rivières de Quimper (Finistère) : première analyse des données scientifiques disponibles et propositions. CSP/Inra, 7p.
- RAMADE F., 1993 – Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience international, Paris, 822 p.

- RIVOIRARD J., BEZ N., 1997 –
A 1D Geostatistical Analysis
on Norwegian Spring-Spawning
Herring Acoustic Data in Ofotfjord
(December 1994). ICES C.M.
1997/Y : 12, 7 p.
- ROSE K.A., 2000 –
Why are quantitative relationships
between environmental quality and
fish populations so elusive?
Ecol. Appl., 10 : 367-385.
- ROSE K.A., COWAN J.H., HOEDE E.D.,
COUTANT C.C., 1993 –
Individual-based modelling
of environmental quality effects
on early stages of fishes : a case
study using striped bass in Fuiman
L.A. (éd), 1993. Water quality and the
early life stages of fishes, *Am. Fish.
Soc. Symposium* 14 : 125-145.
- SAM B., PETTIGAS P., 1997 –
Estimation de la précision des
campagnes acoustiques
au Sénégal par la méthode
géostatistique transitive
à une dimension.
Aquat. Living Resourc., 10 : 75-82.
- SIMMONDS E.J., FRYER R.J. 1996 –
Which are better,
random or systematic acoustic
surveys? A simulation using
North Sea herring as an example.
ICES Journal of Marine Science,
53 : 39-50
- WATERS T.F., 1995 –
Sediment in streams.
Sources, biological effects
and control.
Am. Fish. Soc. Monograph, 7, 251 p.

Cycle biologique du poulpe (*Octopus vulgaris*) au large du Cap-Blanc (Mauritanie)

Didier Jouffre
Biologiste

Cheikh Inejih
Biologiste

Monique Simier
Biométricienne

Introduction

Le poulpe commun (*Octopus vulgaris*) est très abondant au large des côtes NO-africaines où il est exploité à grande échelle (Amaratunga, 1987; Rathjen et Voss, 1987), spécialement au Maroc, en Mauritanie et au Sénégal (FAO, 1997 a). En Mauritanie, il représente la principale ressource halieutique (Dia *et al.*, 1996) grâce à la zone de pêche située à proximité du Cap-Blanc. Bien que le poulpe soit relativement abondant sur toute la côte en question, du Maroc à la Guinée, on peut en effet recenser localement des zones de plus forte concentration, repérées et exploitées depuis la fin des années soixante (FAO, 1979; Caddy, 1983; Pereiro et Bravo de Laguna, 1981; Bravo de Laguna et Balguerías, 1993). La littérature scientifique régionale parle de « stocks » à propos de ces unités populationnelles d'intérêt halieutique. Elle en identifie quatre principaux (FAO, 1979; FAO, 1987; Bravo de Laguna et Balguerías, 1993). Ce sont, du nord au sud : le stock de Dakhla

(entre le 26 °N et le 23 °N), celui du Cap-Blanc (20 °N - 21 °N), celui de Nouakchott (18 °N - 19 °N) et celui de la Petite-Côte du Sénégal (13 °N - 14 °N). Les deux plus importants en termes de production sont ceux de Dakhla (Maroc) et du Cap-Blanc (Mauritanie).

La présente étude se situe au niveau du stock du Cap-Blanc, au cœur de la zone la plus riche en poulpes et la plus fréquentée par les pêcheurs céphalopodiers. Elle s'attache à décrire les répartitions spatiales, le long d'un gradient bathymétrique allant de la zone côtière (profondeur - 10 m) à la bordure du plateau continental (profondeur - 100 m), des différentes composantes (par sexes, par stades de maturité et par tailles) de la population d'*Octopus vulgaris* et d'en suivre les évolutions temporelles à l'échelle inter-mensuelle et sur deux ans. On cherchera notamment à confronter ces observations par rapport aux connaissances disponibles dans la littérature sur le cycle de vie des populations d'*O. vulgaris* de cette région (Hatanaka, 1979 a, b ; Guerra, 1981 ; Pereiro et Bravo de Laguna, 1981 ; Caddy, 1983 ; Dia, 1988 ; Fernandez-Nunez *et al.*, 1996 ; Domain *et al.*, accepté), ou d'autres régions du monde (Mangold, 1983 ; Guerra, 1975 ; Tanaka, 1958 ; Smale et Buchan, 1981).

Matériel et méthodes

L'étude s'appuie sur des données de chalutages scientifiques réalisés, au moyen du navire de recherche mauritanien N'Diago, au cours de 24 campagnes mensuelles effectuées de mai 1993 à avril 1995 sur une double radiale traversant le plateau continental mauritanien dans toute sa largeur au niveau du parallèle 20°30 N (fig. 1). Le plan d'échantillonnage est systématique dans l'espace (5 paires de stations fixes régulièrement espacées sur un axe côte - large) et dans le temps (stations visitées à intervalle constant de 1 mois). On appellera strate (bathymétrique) la réunion de chaque paire d'échantillons. L'engin utilisé est un chalut de fond de type irlandais, muni de panneaux métalliques de type Morgère (une complète description est donnée dans Girardin, 1990). Cet engin est similaire à celui utilisé localement

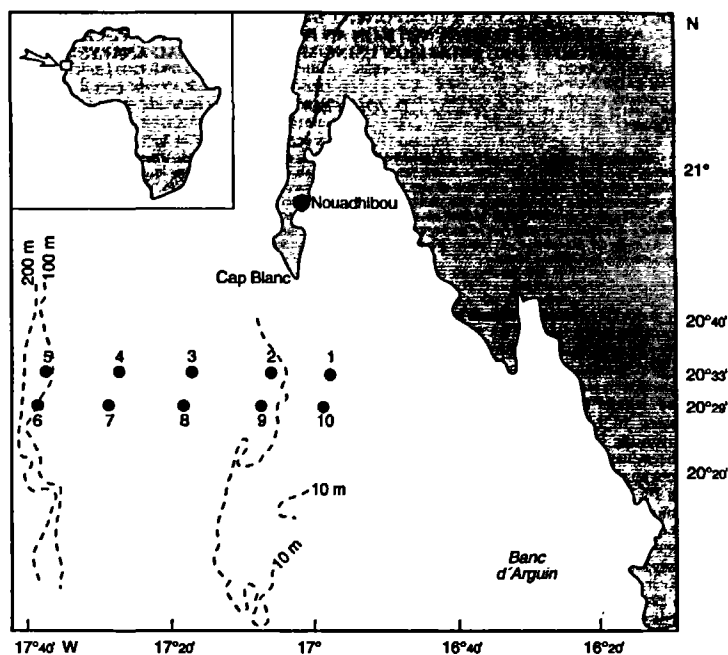


Figure 1
Situation géographique de l'étude et position
des stations d'échantillonnage.

par les pêcheurs professionnels¹, si ce n'est que ces derniers y ajoutent fréquemment de lourdes chaînes en avant du bourrelet, lorsqu'ils ciblent les céphalopodes plutôt que les poissons. Chaque trait de chalut a une durée standard d'une demi-heure et est effectué à la vitesse constante de 3,5 nœuds². À chaque station échantillonnée, les poulpes capturés sont dénombrés. Le poids frais, le sexe et le stade de maturité sont relevés sur chaque individu. La maturité sexuelle est codée

¹ Dans la même zone, il y a aussi une pêche artisanale côtière (< 25 m) qui capture le poulpe au moyen de pots (Chaboud *et al.*, 1988).

² Compte tenu de l'ouverture horizontale du chalut (20 m), chaque trait correspond à une surface balayée d'environ 0.0189 miles carrés.

selon l'échelle de Dia (1988) qui définit 3 stades de maturité croissante, de 1 (immature), en passant par 2 (en maturation), jusqu'à 3 (totalement mature), à laquelle on ajoute un stade supplémentaire chez les femelles pour caractériser les individus sénescents ayant déjà déposé leur ponte (stade 4 = post-ponte).

L'analyse statistique des résultats a été effectuée grâce au logiciel ADE4 (Chessel et Doledec, 1997). En particulier, plusieurs tableaux de données ont été traités par Analyse factorielle des correspondances ou AFC (Hirschfeld, 1935 ; Hill, 1973). Lors de certains traitements les captures ont été réparties par classes de taille. Les bornes de ces classes ont été fixées en accord avec la classification commerciale japonaise (dite classification « Mitsubishi », tableau 1a) selon laquelle est conditionnée la quasi totalité des captures de poulpes réalisées en Mauritanie. Pour les traitements s'intéressant aux échelles spatio-temporelles les plus fines (*i.e.* sans regroupement par date ni par strate de profondeur), on a utilisé une classification secondaire en quatre catégories de tailles (tableau 1b)³.

a. Classification Mitsubishi		b. Classification secondaire	
Code	Bornes des classes (en Kg, poids frais éviscéré)	Code	Bornes des classes (en Kg, poids frais éviscéré)
T1	> 4.5		
T2]3;4.5]		
T3]2;3]	G	> 4.5
T4]1.5;2.0]		
T5]0.2;1.5]		
T6]0.8;1.2]	M+]0.8;1.2]
T7]0.5;0.8]	M-]0.5;0.8]
T8]0.3;0.5]		≤0.5
T9]0.2;0.3]	P	
T10	≤0.2		

! Tableau 1
Situation géographique de l'étude et position
des stations d'échantillonnage.

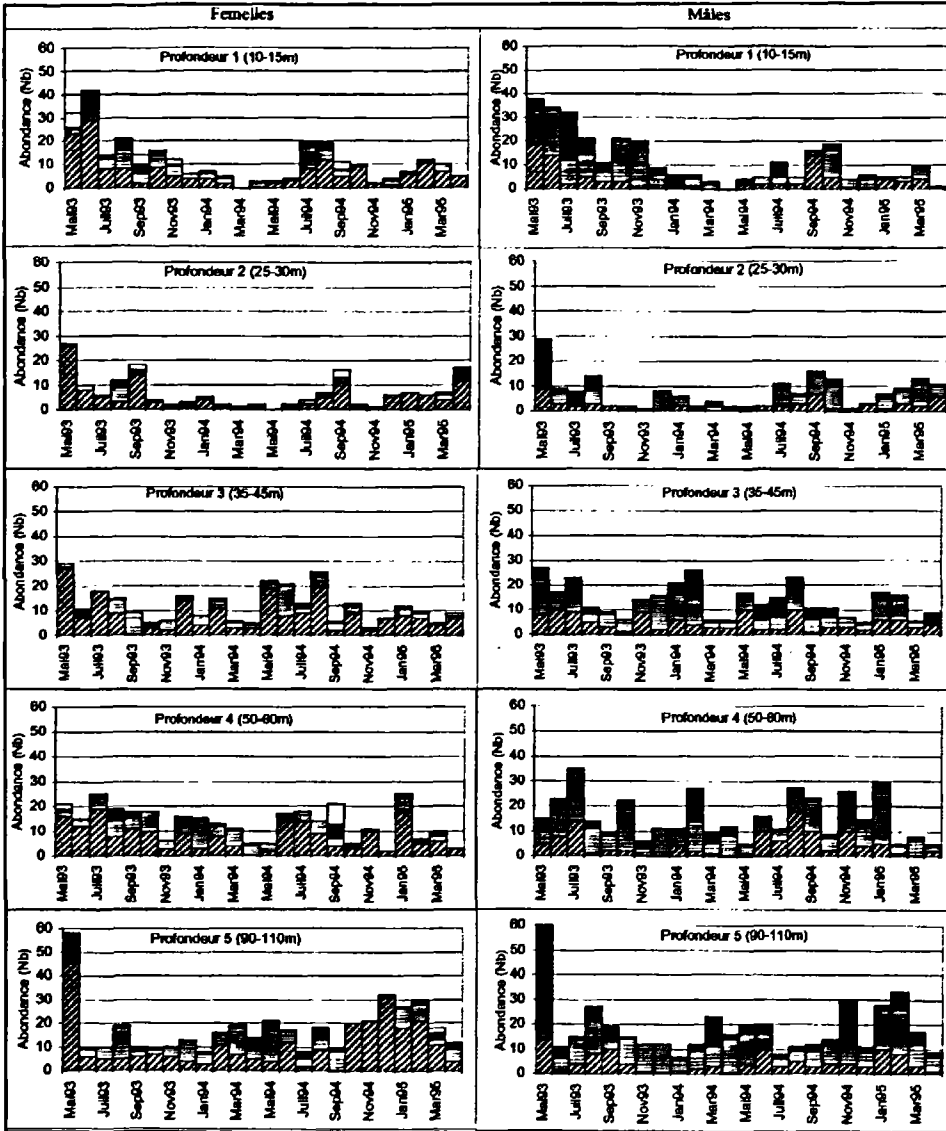
³ De façon à éviter les effectifs très faibles engendrés par la classification précédente, à cette échelle-là.

Résultats

La figure 2 présente l'évolution temporelle des effectifs (en nombre de poulpes capturés par heure de chalutage⁴) par stade de maturité sexuelle dans les différentes strates de profondeur et par sexe. Malgré des variations temporelles importantes, la figure 2 révèle que, pour les deux sexes, les différents stades sexuels sont présents à toutes les profondeurs (entre 10 et 100 m), et ceci vraisemblablement de manière continue sur les deux ans de l'étude. En effet, les quelques « trous » (ou absences) d'un stade donné à une strate et un mois donné observés çà et là, sont suffisamment rares et ponctuels (*i.e.* on retrouve le stade présent le mois suivant et/ou dans la strate bathymétrique voisine) pour qu'ils puissent être attribués aux aleas de l'échantillonnage plutôt qu'à une véritable absence dans le milieu des stades en question aux strates-mois en question. La figure 3 synthétise la répartition bathymétrique des différents stades de maturité pour les 24 campagnes échantillonnées (*i.e.* le profil moyen observé sur les deux années de l'étude). Cette figure permet de constater à quel point aucune des phases du cycle vital n'est spécifique d'une gamme de profondeur donnée. La figure 4 résume par campagne (toutes strates confondues) l'évolution temporelle de l'abondance des poulpes par catégories de tailles : au-delà des variations importantes des abondances observées, c'est la présence constante des différentes gammes de taille qui est remarquable. La faiblesse relative des effectifs des classes T10 et T9 par rapport aux suivantes s'explique par la sélectivité de l'engin de pêche. À une échelle spatio-temporelle plus fine, c'est-à-dire au niveau de chaque strate de profondeur prise séparément, le même constat reste valable (fig. 5).

Les résultats d'une AFC réalisée sur le tableau croisant les 120 relevés (5 strates bathymétriques x 24 dates) et les six catégories sexuelles majeures (immatures, en maturation et matures, pour cha-

⁴ C'est-à-dire en regroupant les captures des deux stations de la même strate de profondeur, pour chaque date.



■ Figure 2

Évolution temporelle des effectifs par stades de maturité sexuelle dans les différentes strates de profondeur et par sexe (les stades de maturité sont codés de manière croissante de 1 (immature) à 4 (post-ponte pour les femelles), voir texte).



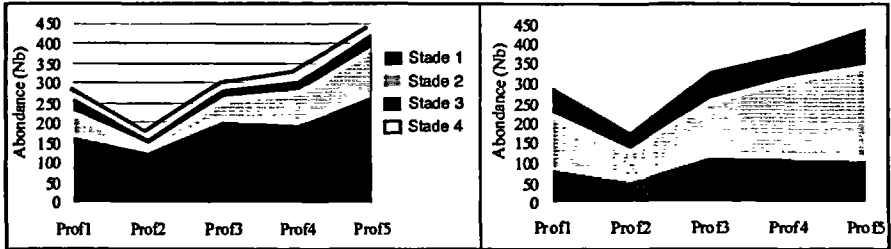


Figure 3

Abondances et proportions des différents stades de maturité en fonction de la profondeur.

(Les abondances par strate correspondent au cumul des effectifs capturés pour les 24 dates aux deux stations de la strate, soient 48 traits de chaluts de 1/2h chacun ; les strates de profondeur sont définies par : Prof1 : 10-15m ; Prof2 : 25-30m ; Prof3 : 35-45m ; Prof4 : 50-60m ; Prof5 : 90-110m).

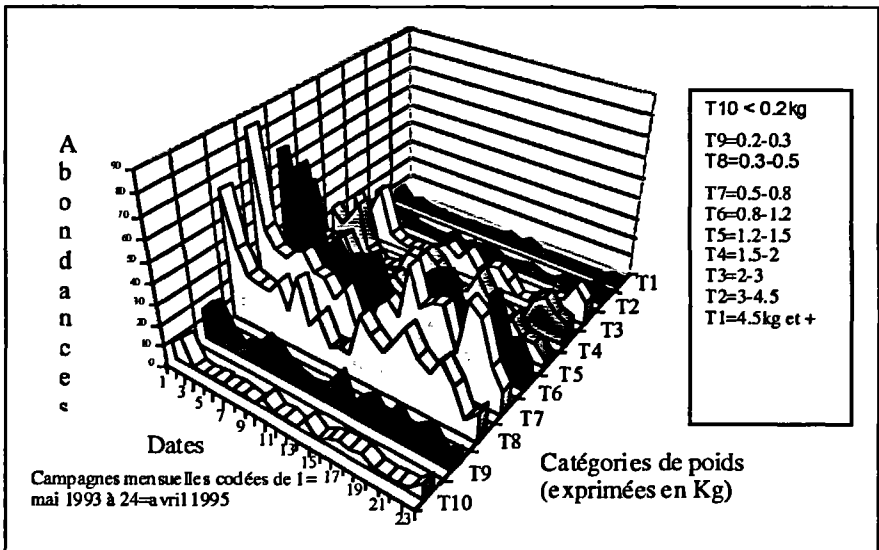


Figure 4

Évolution temporelle des catégories de tailles.

Les abondances sont exprimées en effectifs par date, en cumulant les captures des 10 relevés de la campagne correspondante (soit 10 traits de chalut de 1/2h chacun).

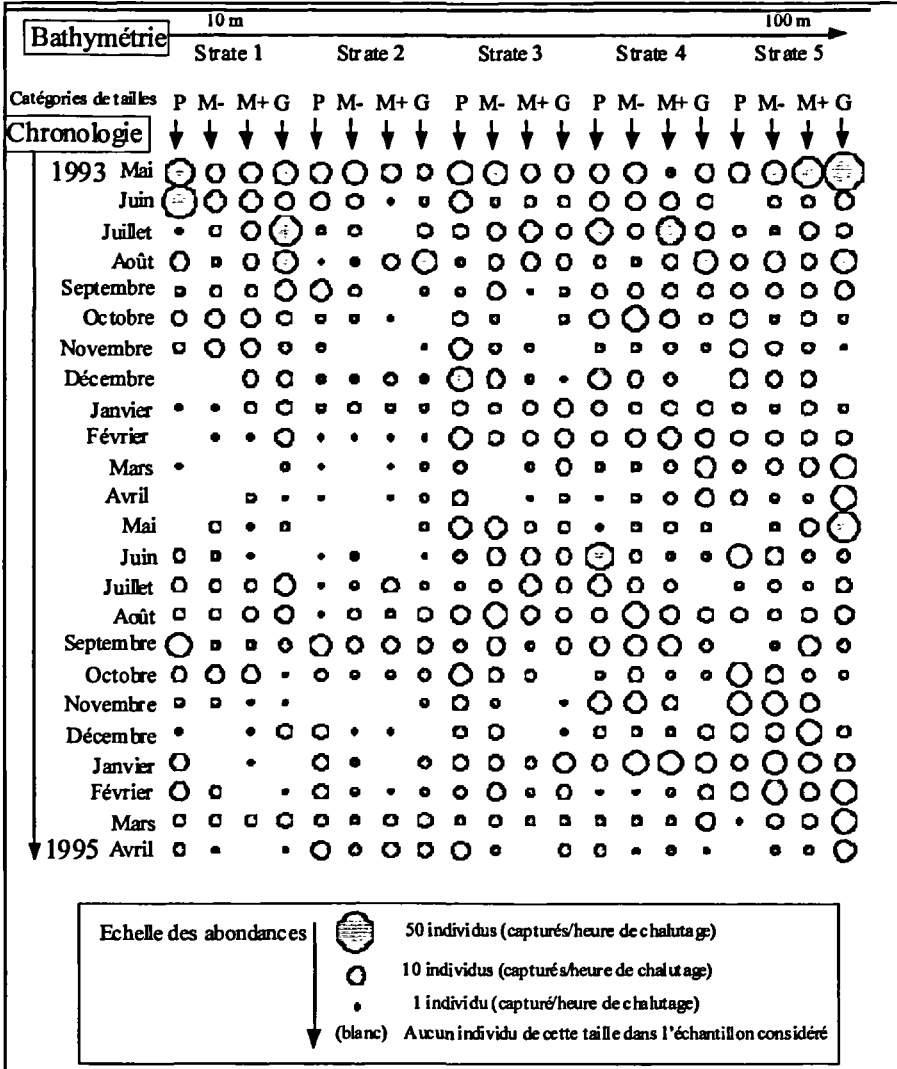


Figure 5
Présence et abondance des poulpes par catégories de tailles dans les différentes strates de profondeur au cours des 24 campagnes d'échantillonnage mensuel (P, M-, M+, G : catégories de tailles croissantes, voir bomes dans tableau 1b ; strates 1 à 5 : strates de profondeurs croissantes, voir bomes dans figure 2).

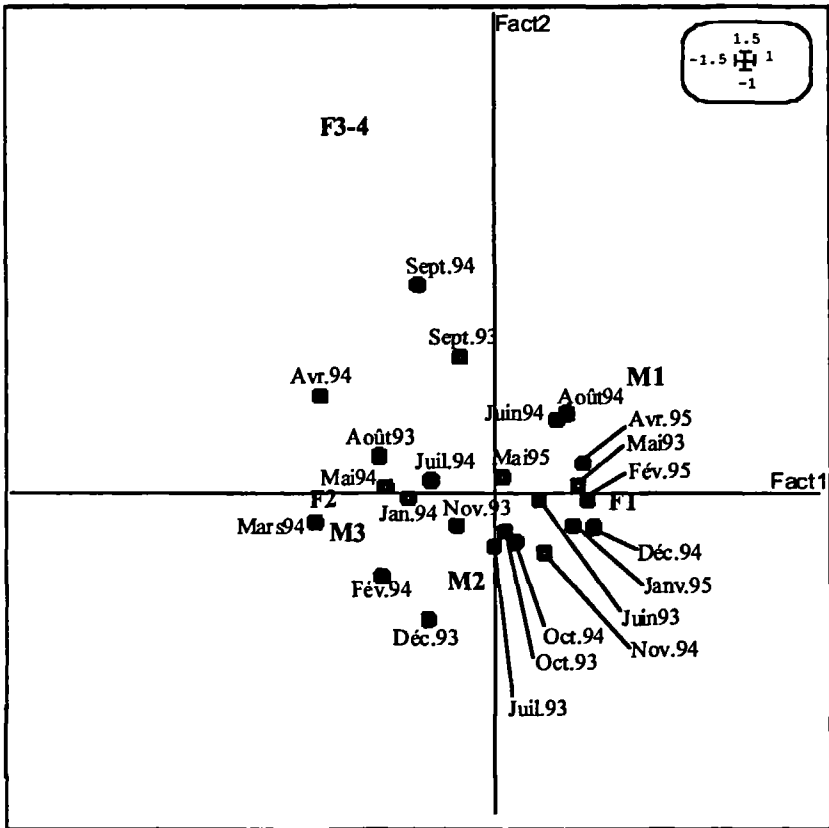


Figure 6
 1er plan factoriel de AFC du tableau de contingence
 croisant les 120 relevés
 (5 strates bathymétriques visitées
 lors de 24 campagnes) et les 6 catégories
 biologiques de maturité sexuelle (voir texte).

Codes des catégories sexuelles :
 M1 : mâles de stade 1 (immature).
 M2 : mâles de stade 2 (en phase de maturation)
 M3 : mâles de stade 3 (totalement mature)
 F1 : femelles de stade 1 (immature)
 F2 : femelles de stade 2 (en phase de maturation)
 F3-4 : femelles de stades 3 et 4
 (totalement mature et stade post-ponte).

cun des deux sexes⁵) permettent de dépasser les constats précédents : la figure 6 présente la projection dans le premier plan factoriel des individus-lignes (les 120 relevés) et des variables-colonnes (les 6 catégories biologiques). Sur le même graphique, les 24 dates sont projetées en éléments supplémentaires sans influence sur l'analyse, chacune des dates étant positionnée au barycentre (selon la métrique de l'AFC) des 5 relevés qui la concernent. L'interprétation de ce plan factoriel, qui représente 56 % de l'inertie totale, s'articule autour des gradients de maturité davantage que sur l'opposition des sexes : le facteur 1 oppose principalement les stades immatures (M1 et F1, du côté positif) aux autres stades (du côté négatif), et le facteur 2 est fondé principalement sur la spécificité des femelles mûres (F3-4) par rapport à l'ensemble des autres catégories (la variable F3-4 contribuant à elle seule pour 62,9 % de cet axe). Relativement à cette structuration biologique, on remarque que le nuage des relevés est très dispersé. Notamment, il est difficile de suivre une évolution temporelle très nette à travers l'observation de la position des dates. Ce dernier point s'explique mieux sur la figure 7 reprenant la projection des relevés et celle des dates selon une représentation graphique où chaque point-date est relié aux 5 relevés correspondants (dans le même plan factoriel 1-2). On constate que les sous-nuages d'une même date sont généralement très chevauchants, ce qui donne une image de la part de la variabilité intra-date par rapport à la variabilité totale. Autrement dit, si la plupart des dates révèlent une part de spécificité (car s'écartant de l'origine des axes qui correspond au profil biologique moyen), elles n'en sont pas moins constituées de relevés peu homogènes (*i.e.* aux profils biologiques individuels généralement très différents entre eux). Les relevés sont ensuite reliés selon leur appartenance aux strates de profondeurs. On remarque deux choses (fig. 8) : (1) la position des points supplémentaires « bathymétriques » (profondeurs 1 à 5), tous groupés et proches de l'origine des axes, et (2) la dispersion et l'extrême chevauchement des cinq sous-nuages de relevés correspondants à ce critère. Cette figure (fig. 8) confirme le

⁵ En raison de ses effectifs très faibles, le stade 4 (post-ponte) pour les femelles a été regroupé stade 3 pour constituer la catégorie femelles matures (notée F3-4).

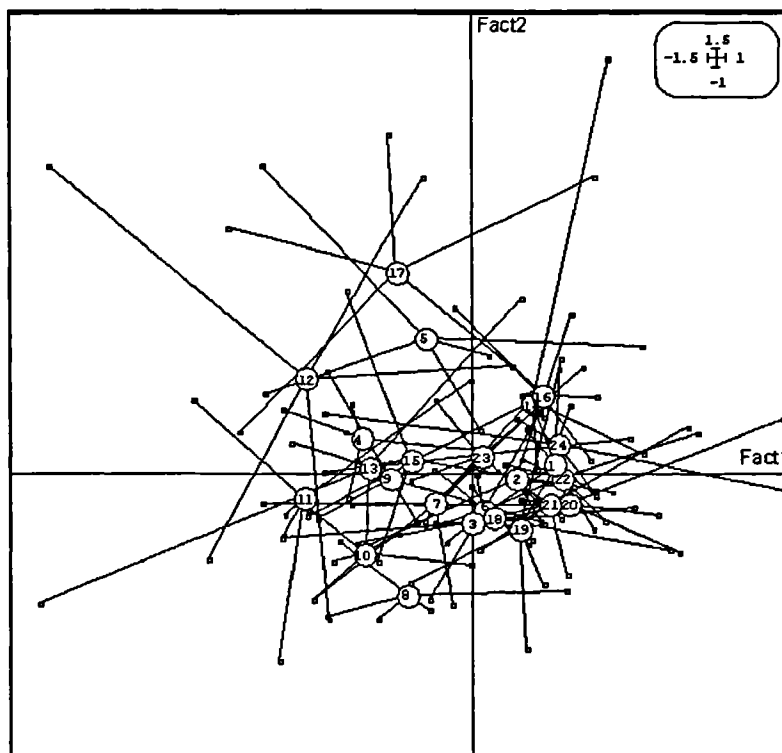


Figure 7
Projection du nuage des relevés (120 individus-lignes)
et position des campagnes (24 éléments supplémentaires)
dans le 1er plan factoriel de l'AFC décrit à la figure 6.
Représentation « en étoile » montrant l'appartenance
des relevés à chaque campagne.

Codes des campagnes :

1 = mai 93	7 = novembre 93	13 = mai 94	19 = novembre 94
2 = juin 93	8 = décembre 93	14 = juin 94	20 = décembre 94
3 = juillet 93	9 = janvier 94	15 = juillet 94	21 = janvier 95
4 = août 93	10 = février 94	16 = août 94	22 = février 95
5 = septembre 93	11 = mars 94	17 = septembre 94	23 = mars 95
6 = octobre 93	12 = avril 94	18 = octobre 94	24 = avril 95

peu de spécificité des strates bathymétriques quant à leur composition faunistique en catégories sexuelles et de maturité et, parallèlement, elle donne une image très saisissante de l'ampleur de la variabilité intra-strates bathymétriques.

En complément de l'analyse des stades sexuels, les résultats d'une seconde AFC fondée sur les tailles permettent de préciser les schémas généraux de structuration de la population. Ici l'AFC est mise

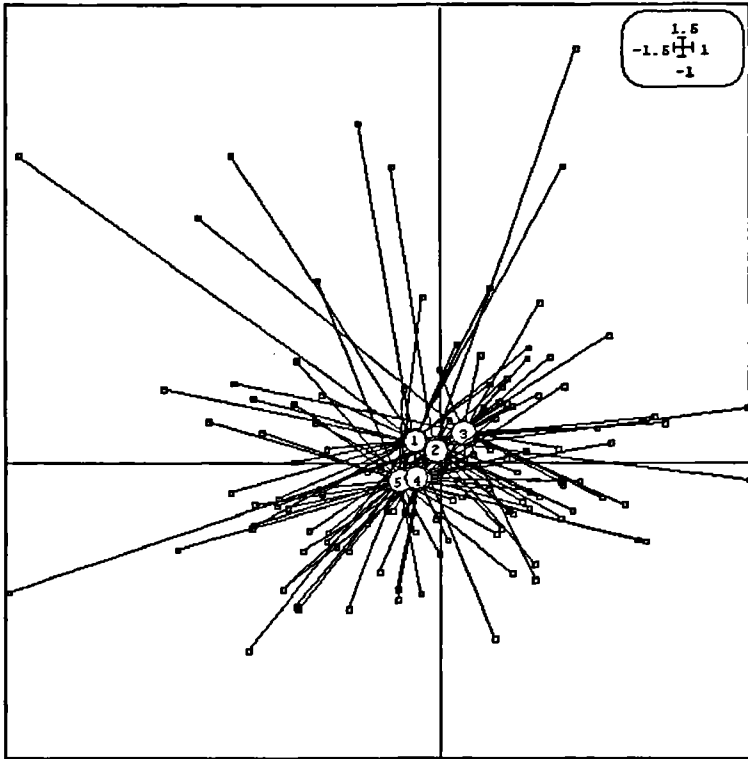


Figure 8

Projection du nuage des relevés (120 individus-lignes) et position des strates de profondeur (5 éléments supplémentaires) dans le 1er plan factoriel de l'AFC décrit à la figure 6. Représentation « en étoile » montrant l'appartenance des relevés à chaque strate.

Codes des strates : 1 à 5, croissant avec la profondeur (voir fig. 3).

en œuvre à partir du tableau de contingence croisant les dix catégories de tailles (les calibres Mitsubishi) et les 24 dates. Le cumul des captures par permet de s'affranchir de la variabilité intra-strate bathymétrique, pour focaliser l'analyse sur l'évolution temporelle. La figure 9 présente la projection simultanée dans le premier plan factoriel des individus-lignes (les 24 dates) et des variables-colonnes (les 10 catégories biologiques). Ce plan représente 66 % de l'inertie totale. Le facteur 1 s'interprète comme un gradient des tailles, avec les classes correspondant aux petits individus du côté

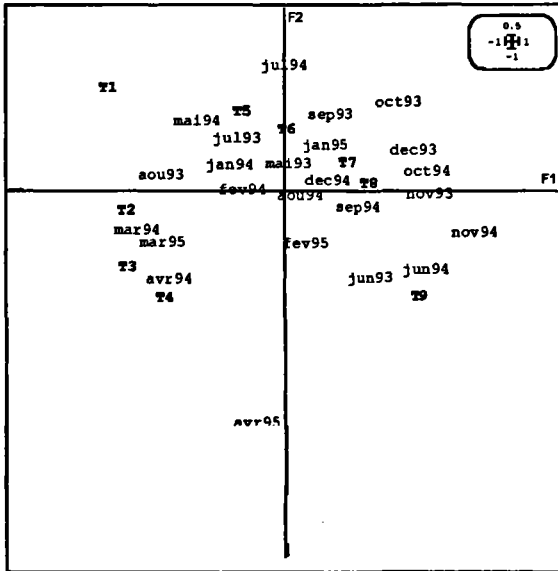
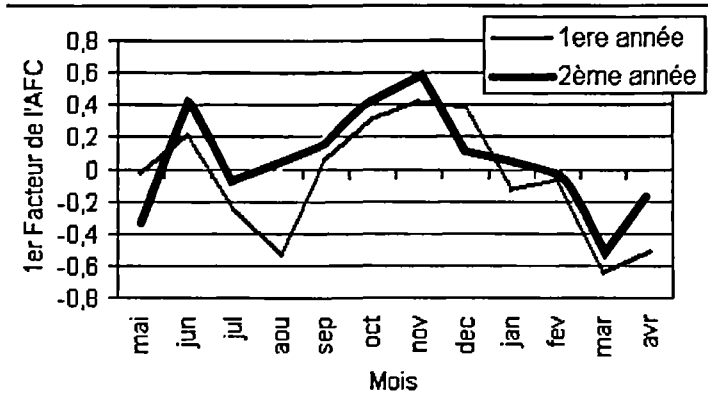


Figure 9
 AFC du tableau de contingence
 croisant les 24 campagnes
 et les 10 catégories de tailles (voir texte).

Codes des catégories biologiques de taille :
 tailles décroissantes de T1 (sup. à 4,5kg)
 à T10 (inf. à 0,2kg),
 selon classification Mitzubishi (voir texte).

positif et celles des grands du côté négatif. L'apport principal du deuxième facteur réside dans la distinction à l'intérieur des plus petites tailles, ce facteur 2 opposant la classe T10 à l'ensemble des autres. Les dates se positionnent dans ce 1er plan factoriel par rapport à ce gradient des tailles : on remarque en particulier la position des deux mois de juin proches l'un de l'autre et liés aux petites tailles. Ces mois seraient donc les plus caractéristiques d'une présence de jeunes individus et donc du phénomène de recrutement. Le statut des mois de mars est inverse : proches entre eux et liés aux grandes tailles. D'une manière générale, si d'un mois à l'autre les positions peuvent changer assez radicalement (par exemple entre juin et juillet), il est notable que les mêmes mois des deux années



■ Figure 10

Structure périodique de la dynamique de la population de poulpes du Cap-Blanc mise en évidence par analyse factorielle des correspondances.

En abscisse : les campagnes sont classées chronologiquement (selon les mois). En ordonnée : pour chaque date est reportée la valeur de sa première coordonnée factorielle (AFC du tableau croisant les 24 campagnes mensuelles et les 10 catégories de tailles (T1 à T10), ce 1er facteur représentant 49% de l'inertie totale).

échantillonnées sont en moyenne assez proches l'un de l'autre, mettant en évidence l'existence d'une structure biologique calée sur le cycle annuel. Une telle périodicité, masquée dans les données brutes par l'ubiquité des différentes composantes de la population, apparaît de manière plus nette sur la figure 10 qui montre clairement que le 1er facteur (représentant 49 % de la variabilité biologique totale, en référence à la composition en tailles) reproduit remarquablement la même structure mensuelle au cours des deux années de l'étude.

Le retour aux données permet d'interpréter cette périodicité en terme de cycle vital et, en particulier, de périodes de pontes et de recrutement. Ainsi, les figures 11 et 12 montrent que le recrutement, bien que continu dans le temps, est structuré par deux « pics⁶ » principaux par an : soit un

⁶ Etant donné la relative continuité des phénomènes de recrutement et de ponte décrits ici, « pic » est à prendre dans un sens large de « période de recrudescence » ou de « période plus favorable à... ».

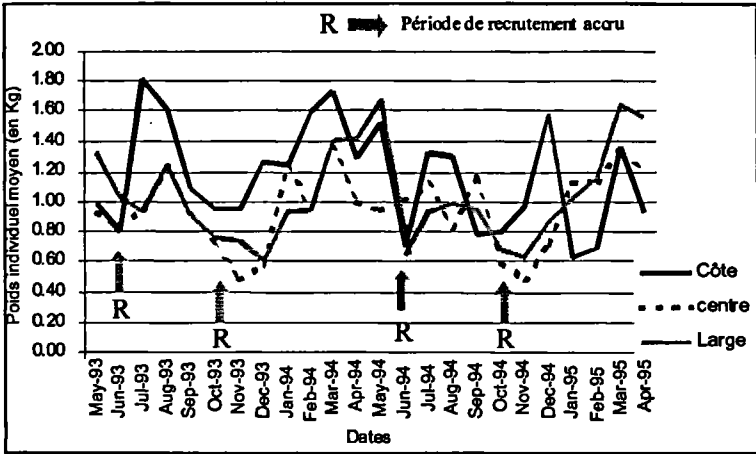


Figure 11

Évolution au cours du temps du poids moyen individuel des poulpes échantillonnés (les périodes de recrutement correspondent à des baisses du Poids Individuel Moyen). Résultats présentés en fonction de trois strates bathymétriques majeures, respectivement côte, centre et large.

côte : strate comprise entre 10 et 30m

(regroupement des profondeurs 1 et 2, voir texte)

centre : strate comprise entre 35 et 45m (profondeur 3, voir texte)

large : strate comprise entre 50 et 110m

(regroupement des profondeurs 4 et 5, voir texte).

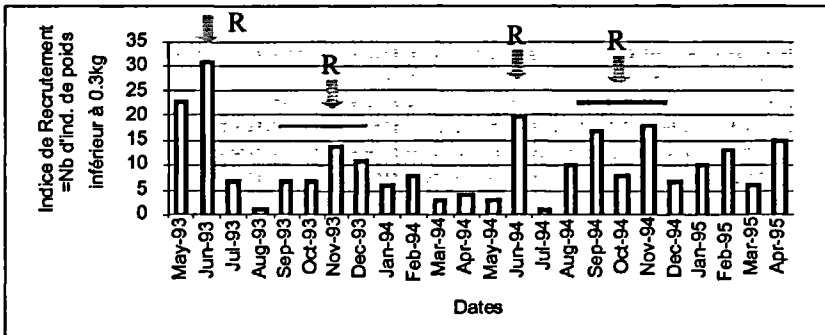
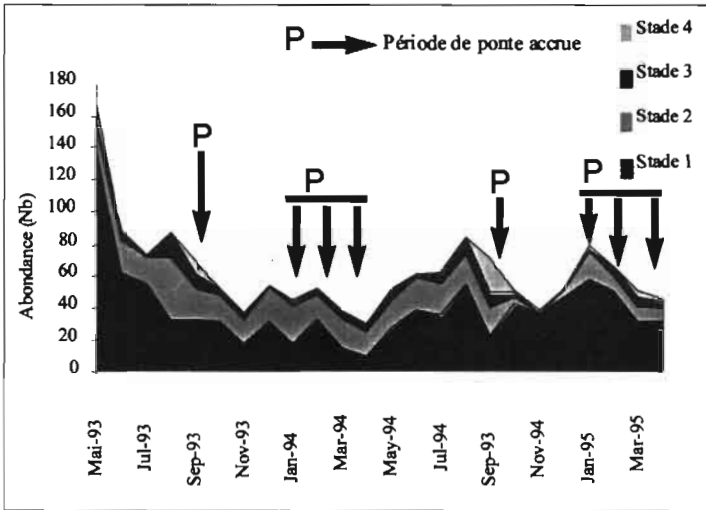


Figure 12

Évolution temporelle du recrutement.



■ Figure 13

Évolution temporelle de la maturité des femelles
(les pics de pontes correspondent à une augmentation
de la proportion des stades 3 et 4).

pic en fin de printemps (juin) et l'autre en automne (septembre-octobre-novembre). Il semble, en plus, que le recrutement automnal soit un peu plus précoce à la côte qu'au large (fig. 11). Enfin, la figure 8 montre que la ponte, continue sur l'année, connaît également deux pics principaux, l'un automnal (septembre) et l'autre hivernal (janvier à avril).

Discussion

Les résultats précédents mettent en évidence une occupation permanente de toutes les strates bathymétriques explorées, par l'ensemble des composantes biologiques de la population de poulpes étudiée, sans aucune exclusion. Autrement dit, dans la région du Cap-Blanc, des poulpes de différents sexes, tailles (âges) et stades de maturité, sont présents dans le milieu quel que soit le mois et

quelle que soit la profondeur (entre 10 et 100 m). Les phénomènes cycliques, qui existent néanmoins à l'échelle de cette population, consistent autant en des variations saisonnières et bathymétriques dans les proportions des différentes composantes précitées que dans leurs variations d'abondances absolues.

C'est donc une analyse « structurale » ou « multidimensionnelle », c'est-à-dire prenant simultanément en compte l'ensemble des composantes de la population, qui révèle le plus nettement la périodicité annuelle de la dynamique de la population de poulpes du Cap-Blanc. Celle-ci s'articule autour des faits majeurs suivants : (1) deux périodes de recrutement plus intenses, centrées respectivement sur le mois de juin (pic le plus net) et sur une période secondaire « automnale » plus étalée (de septembre à novembre) et (2) deux périodes plus favorables à la ponte que sont le mois de septembre (pic principal) et une période secondaire « de saison froide » (de janvier à avril).

Ces résultats sont globalement cohérents avec ceux obtenus par la plupart des auteurs ayant étudié les populations de poulpes de la région, et en particulier celles présentes sur les fonds du Cap-Blanc et de Dakhla (21 °N et 24 °N). Ainsi, Garcia-Cabrera (1968), Hatanaka (1979 a, 1979 b), Dia (1988), Idelhaj (1984) et Fernandez-Nunez *et al.* (1996) mentionnent, comme ici, deux périodes de pontes et deux périodes de recrutement par an, au contraire de Guerra (1979) qui identifie une seule période de ponte très étendue (d'avril à octobre). Quant au positionnement de ces périodes, nos résultats ne sont que partiellement conformes à ceux établis précédemment pour le Cap-Blanc (Hatanaka 1979 a et 1979 b, Dia 1988), puisque les deux saisons de ponte identifiées par Hatanaka (1979 a et 1979 b) se situent au printemps (mai-juin) et en automne (septembre) et sont très comparables à celles de Dia (1988), respectivement de mai à juillet et de septembre à novembre. Sur la reproduction hivernale, nos résultats sont paradoxalement plus proches de ceux établis un peu plus au nord (stock de Dakhla) par Garcia-Cabrera (1968), qui mentionne une reproduction de décembre à avril, ou encore par Idelhaj (1984) qui cite la période de février à mai comme une des deux périodes de reproduction avec la période automnale (d'octobre à décembre).

Sur la question des migrations génésiques liées à ces cycles de reproduction, nos observations réalisées sur un pas de temps régu-

lier, et relativement serré, semblent exclure toute migration bathymétrique d'importance significative intéressant des individus de la phase benthique post-recrutée. En cela, ils s'écartent des observations faites à propos des régions tempérées (Mangold, 1983), mais aussi du schéma proposé par Garcia-Cabrera (1968) pour la population voisine de Dakhla (24 °N). Au contraire, ils rejoignent l'observation de Dia (1988) dont les « résultats ne confirment pas de migration génésique du poulpe vers la côte », pour cette même population du Cap-Blanc. Et de même, sur ce point, nos conclusions rejoignent celles d'Hatanaka (1979 a), pour qui les poulpes de l'ensemble de la côte nord-ouest de l'Afrique entre 16 et 26 °N passeraient toute leur phase benthique à proximité de leur site d'atterrissement⁷ « without significant migration », résultat qui semble également valide pour une zone plus au sud (au Sénégal, entre 13 °N et 16 °N) ainsi que cela ressort d'une récente étude de marquage de poulpes *in situ* (Domain *et al.*, accepté).

Par ailleurs, le fait que la strate la plus côtière du plateau, soit les profondeurs comprises entre zéro et 10 m, n'ait pas été échantillonnée⁸ dans le cadre de ce travail, ne nous apparaît pas être une limitation majeure de l'étude. En effet, au cours des sorties périodiques effectuées pour nous rendre sur les lieux d'échantillonnage à partir du port de Nouadhibou, nous avons pu observer que les plus grandes concentrations de filières de pots mouillées et de pirogues artisanales pêchant le poulpe, se situent toujours entre les strates bathymétriques des 10 m et des 20 m, soit à l'intérieur de la zone couverte par notre radiale. Bien sûr, on rencontre des filières et des pirogues à poulpes sur des fonds inférieurs à dix mètres⁹, mais à des concentrations jamais plus fortes et très généralement plus faibles que dans la zone précédente. Ceci semble indiquer que ces fonds très côtiers ne sont pas le siège de concentrations de poulpes particulièrement abondantes, à aucune période de l'année. En effet, s'il est vrai que le prix à la tonne des catégories T10 et T9 est inférieur à celui des catégories

⁷ À la suite de leur phase para-larvaire pélagique.

⁸ En raison de contraintes techniques liées au chalutage.

⁹ En effet rien n'empêche la pratique de la pêche au pot sur de tels fonds, au contraire, elle est d'autant plus aisée que les fonds sont faibles.

supérieures, ces catégories restent malgré tout des ressources de très haute valeur commerciale, très attractives pour les pêcheurs. On est donc fondé à penser que l'absence d'activité commerciale sur les fonds inférieurs à 10 m est le signe d'une présence très faible de la ressource dans cette zone, toutes tailles confondues. De plus, nos recherches en Mauritanie ont été l'occasion aussi de quelques pêches expérimentales avec des filières à pots (Jouffre et Ndiaye, 1995 ; Jouffre et Inejih, 1996 ; Djimera 1996, Jouffre *et al.*, in prep.), à différentes profondeurs, dont certaines dans la zone des 6-8 m : aucune capture abondante n'a été enregistrée dans ces zones-là. Ces résultats ne sont d'ailleurs pas surprenants puisqu'ils confirment une étude (Jager, 1993) mettant en oeuvre un échantillonnage démersal sur petits fonds réalisés à l'aide d'une embarcation adéquate et d'un chalut à perche, avec des stations d'échantillonnage entre 1 et 15 m, sur l'ensemble du Banc d'Arguin (incluant notamment une radiale de 7 stations à la latitude 20°30 soit dans le prolongement exact de notre radiale jusqu'à la côte). Cette étude faisant un inventaire exhaustif des espèces démersales sur ces fonds ne recense aucun poulpe dans les captures, les seuls céphalopodes présents étant des seiches (*Sepia* sp.) Pour ces différentes raisons, il semble peu probable que la strate comprise entre zéro et 10 m joue un rôle d'une importance particulière (de nourricerie ou autre) pour la population de poulpes du Cap-Blanc. Et donc, si la limitation bathymétrique imposée par le chalutage est certainement regrettable car elle prive cette étude de la couverture exhaustive du gradient des profondeurs du plateau continental mauritanien, cette limitation ne nous semble pas pour autant de nature à devoir remettre en cause les principales conclusions tirées ici.

En termes de cycle de vie, on peut essayer de caler nos observations dans un schéma hypothétique global, cohérent avec la dynamique décrite plus haut et notamment avec l'expression de deux « micro-cohortes principales » par an. Selon ce schéma, il y aurait d'abord une micro-cohorte issue de la recrudescence des pontes de septembre, et dont on retrouverait les individus (après une phase « cryptique¹⁰ ») sous la forme des recrues de juin (entre 150 et 300 g, soit

¹⁰ Soit la totalité de la phase paralarvaire planctonique et le début de la phase benthique (petites tailles avant recrutement).

à un poids moyen voisin de 200 g). Après trois mois, ces « recrues de juin » auraient potentiellement atteint un poids moyen voisin du kilogramme (en admettant des vitesses de croissance comparables à celles observées *in situ* au Sénégal (Domain *et al.*, accepté) ou ailleurs en captivité (Smale et Buchan, 1981 ; Mangold, 1983) et seraient à même de produire leurs descendants au cours d'une nouvelle ponte de septembre. Le cycle vital séparant la naissance des parents de celle de leurs descendants serait donc bouclé sur une durée moyenne d'un an, en accord avec l'hypothèse régionale dominante (Fernandez-Nunez *et al.*, 1996) et aussi avec celle relatée pour le Sénégal par Domain *et al.* (accepté). Quant à la longévité totale de chaque génération, elle serait également proche d'un an du fait de la semelparité et de la sénescence post-reproductive suivie de peu de la mort (Wells, 1978 ; Mangold, 1983 ; Tait, 1986). Il a été constaté en effet, à l'occasion d'élevages en bassin au Sénégal (Domain *et al.*, accepté) que l'éclosion des œufs est pratiquement synchrone de la mort des parents (femelles et mâles), après sénescence d'une durée très voisine de celle de l'incubation des œufs. En parallèle à la micro-cohorte qui vient d'être décrite, une évolution similaire, mais plus étalée (moins bien synchronisée), peut-être envisagée pour la seconde micro-cohorte : pondue de janvier à avril et recrutée de septembre à décembre. Et enfin, ce schéma global se complète par un nombre important d'individus décalés par rapport à ceux des deux pôles précédents, soit des individus représentant donc toutes les situations intermédiaires. Ce troisième groupe expliquerait la continuité des évolutions observées et assurerait aussi une continuité des flux géniques à l'intérieur de la population totale dont les deux sous-ensembles précédents ne devraient par conséquent pas être interprétés comme des unités autonomes et totalement isolées.

Un tel modèle de cycle populationnel est voisin de celui des deux micro-cohortes annuelles de l'hypothèse généralement admise pour les poulpes de l'Atlantique centre est (FAO (1982) cité par Fernandez-Nunez *et al.* (1996)), à la différence principale que les micro-cohortes de notre schéma ne fonctionnent pas comme deux sous-populations isolées mais plus plutôt comme deux pôles reliés entre eux par toute la gamme des situations intermédiaires. Ce schéma traduit bien le fait qu'en Mauritanie on ne retrouve pas la même intensité des phénomènes cycliques liés à la reproduction, que

celle décrite en zone tempérée (en particulier en Méditerranée, cf. Mangold, 1983) ni la même ampleur des variations saisonnières que celle observée plus au sud, au Sénégal (Caverivière *et al.*, soumis) où la saisonnalité de la pêche au poulpe est plus marquée qu'ici. Par ailleurs, les observations relatées ici et l'interprétation que nous en proposons sont cohérentes avec le modèle général proposé par Boyle et Boletsky (1996) pour les céphalopodes sémelpares.

Il est intéressant, aussi, de replacer les résultats précédents dans le contexte des conditions environnementales. Concernant la nature des fonds, cette radiale est située sur des fonds constitués en majorité de sédiments meubles, sablo-vaseux (Domain, 1980 ; Dubrovin *et al.*, 1991). Ces fonds sont colonisés par des bivalves et ce site est notamment le siège d'une importante population de praires de l'espèce *Venus rosalina* (Diop, 1991). Cette grande disponibilité de bivalves explique sans doute en partie la localisation de la concentration de poulpes ou « stock » du Cap-Blanc : des phénomènes similaires de co-occurrence fortes entre poulpes et bivalves ont été observés en effet au Sénégal (Caverivière *et al.*, soumis). Concernant les conditions hydroclimatiques générales, cette étude se situe dans une zone d'upwelling intense qui explique la productivité halieutique de la région et notamment celle des stocks d'*Octopus vulgaris* dont les abondances dépassent ici celles observées dans toutes les autres régions du monde (FAO, 1979, 1997 a et b). L'upwelling, outre ses conséquences trophiques favorables, a aussi pour effet de réduire les différences hydrologiques (de températures, notamment) entre les strates profondes et côtières. De plus, sur le plan temporel, par rapport aux zones « tempérées » situées plus au nord (telle que la Méditerranée), il est évident que nous sommes dans un contexte de saisonnalités environnementales moins drastiques. Cet environnement autorise une plus grande continuité et ubiquité des répartitions et il n'impose probablement pas la nécessité de migrations bathymétriques génésiques. De même, par rapport à la zone Sénégal plus au sud, nous sommes aussi dans un contexte environnemental plus continu sur l'année puisque le phénomène d'upwelling qui règle la saisonnalité hydrologique de toute la côte Nord-Ouest africaine est connu pour être beaucoup plus saisonnier au niveau du Sénégal qu'au niveau du Cap-Blanc où il est considéré comme pratiquement permanent (Roy, 1991).

En réponse à ces différences de contextes régionaux ou locaux, et en particulier de l'intensité des variations intra-annuelles et bathymétriques des températures de l'eau, il est logique que la dynamique des populations d'*Octopus vulgaris* soit basée sur des stratégies d'occupation de l'espace et de calage des cycles vitaux qui sont, elles aussi, différentes d'une zone à l'autre. Ainsi, on retiendra, comme élément majeur de la répartition spatio-temporelle d'*Octopus vulgaris* en Mauritanie, l'existence d'une stratégie d'occupation maximale de l'espace par les différentes composantes de la population. Ce constat, qui s'établit ici à l'échelle intra-population, peut être mis en parallèle avec nos résultats antérieurs obtenus à l'échelle inter-spécifique, à partir des mêmes campagnes d'échantillonnage et d'autres campagnes couvrant tout le plateau continental mauritanien : le poulpe apparaissait alors comme l'espèce ayant la plus grande amplitude d'habitat parmi celles présentes dans le peuplement démersal de la zone (Jouffre, 1998).

Bibliographie

- AMARATUNGA T., 1987 —
« Population Biology ». In : P.R. Boyle (Ed). *Cephalopod Life Cycles*, Volume II : Comparative Reviews. Academic Press (London) : 239-252.
- BOYLE P. R., BOLETZKY S.V., 1996 —
Cephalopod populations : definition and dynamics, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 351 : 985-1002.
- BRAVO DE LAGUNA J.,
BALGUERIAS E., 1993 —
La pesquería sahariana de cefalopodos : una breve revision, *Bol Inst. Esp. Oceanogr.* 9 (1) : 203-213.
- CADDY J.F. (Ed.), 1983 —
Advances in assessment of world cephalopod resources. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 231, 1-452.
- CAVERIVIÈRE A., DIALLO M., DOMAIN F.,
JOUFFRE D., (soumis) —
« Répartition côtière du poulpe *Octopus vulgaris* sur la Petite Côte du Sénégal et son exploitation par la pêche artisanale ». Actes du 4^e Forum Halieumétrique : *Les espaces de l'Halieutique*. Rennes, 29 juin - 1^{er} juillet 1999, 15 p.
- CHABOUD C., KEBE M.,
AHMED O. M. A., DIOP H. 1988 —
Éléments sur la pêche artisanale mauritanienne, *Bulletin du Centre Nat. de Recherches Océanogr. et des Pêches*, (Nouadhibou, Mauritanie), 16 (1) : 1-48.
- CHESSEL D., DOLEDEC S., 1997 —
ADE Version 4 : HyperCard © Stacks and QuickBasic MicroSoft © Programme library for the Analysis of Environmental Data. Manuel

- d'utilisation. 8 fascicules. URA CNRS 1451, Université Lyon 1, 750 p.
- DIA A. D., DIOP M., JOUFFRE D., 1996 — « Pêcheries au cœur d'un enjeu de développement, les pêcheries démersales mauritaniennes du poulpe et des crevettes côtières. Confrontation entre stratégies des acteurs et mesures institutionnelles : Éléments d'analyse » In IIFET 96 symposium acts, Marrakech, 1-4 juillet 1996, *International Institute for Fisheries Economics and Trade*, 22 p.
- DIA M. A., 1988 — *Biologie et exploitation du poulpe (Octopus vulgaris) (Cuvier, 1797) des côtes mauritaniennes*. Univers. Bretagne Occidentale, Thèse Doct. 3e cycle, 164p.
- DIOP M., 1991 — « Les mollusques bivalves ». In Chavance P. et Girardin M. (Eds). *L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritannienne*. *Bulletin du Centre Nat. de Recherches Océanogr. et des Pêches*, (Nouadhibou, Mauritanie), 23 : 78-82.
- DJIMERA L., 1996 — « Contribution à la connaissance de la biologie et de l'exploitation du poulpe (*Octopus vulgaris*) de la région de Nouadhibou (Mauritanie) », Rapport de stage, Centre Nat. de Recherches Océanogr. et des Pêches, (Nouadhibou, Mauritanie), 41p.
- DOMAIN F., 1980 — *Contribution à la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental sénégal-mauritanien. Les ressources démersales dans le contexte général du golfe de Guinée*. Thèse d'État. Univ. Paris VI (France), Vol 1 : 342 p; Vol 2 : 68 p.
- DOMAIN F., JOUFFRE D., CAVERNIÈRE A., (accepté) — Growth of *Octopus vulgaris* from tagging in Senegalese waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.
- DUBROVIN B., MAHFOUD M., DEDAH S., 1991 — « La ZEE Mauritanienne et son environnement géographique géomorphologique et hydroclimatique ». In Chavance P. et Girardin M. (Eds). *L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne*, *Bulletin du Centre Nat. de Recherches Océanogr. et des Pêches*, (Nouadhibou, Mauritanie), 23 : 6-28.
- FAO, 1979 — Rapport du groupe de travail *had hoc* sur l'évaluation des céphalopodes; Rome FAO; COPACE/PACE Series 78/11, 135p.
- FAO, 1987 — Rapport du troisième groupe de travail *had hoc* sur l'évaluations des stocks de céphalopodes dans la région Nord du COPACE; Rome FAO; COPACE/PACE Series 86/41, 101p.
- FAO, 1997a — Yearbook of the fishery statistics. Catches and landings 1995. F.A.O. Fish. Ser. 80, 713 p.
- FAO, 1997b — Rapport du groupe de travail *had hoc* sur les céphalopodes ; Rome FAO; COPACE/PACE Series 97/63, 103 p.
- FERNANDEZ-NUNEZ M. M., HERNANDEZ-GONZALEZ C. P., RAYA C. A., BALGUERIAS. E., 1996 — Reproductive biology of octopus *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, from North-Western African coast (21 °N-26 °N). *Shellfish Committee C.M.* K/15, 19 p.
- GARCIA-CABRERA C., 1968 — *Biología y pesca del pulpo (Octopus vulgaris) y choco*

- (*Sepia hierredda*) en aguas del Sahara español. *Publ. Tecn. Junt. Est. Pesca*, 7 : 141-198.
- GIRARDIN M., 1990 —
Évaluation par chalutage des stocks démersaux du plateau continental mauritanien en 1997 et 198, *Bulletin du Centre Nat. de Recherches Océanogr. et des Pêches*, (Nouadhibou, Mauritanie), 21: 22-37 (+ annexes).
- GUERRA A., 1975 —
Determinacion de las diferentes fases del desarrollo sexual de *Octopus vulgaris* Lamarck, mediante un indice de madurez. *Inv. Pesq.*, 39 (2) : 397-416.
- GUERRA A., 1979 —
« Estructura de la poblacion de *Octopus vulgaris* del Atlantico Centro-Oriental (26°10'N - 23°30'N) ». In : *Report of the ad hoc Working Group of assessment of cephalopod stocks*. S/C de Tenerife (Spain), 18-13 septyembre 1978, FAO, CEEAF/ECAF Series 78/11 : 99-11.
- GUERRA A., 1981 —
Spatial distribution pattern of *Octopus vulgaris*. *J. Zool., Lond.*, 195 : 13-146.
- HATANAKA H., 1979a —
Studies on the fisheries biology of common octopus off the northwest coast of Africa. *Bull. Far Seas Fish. Res. Lab.*, 17 : 13-124.
- HATANAKA H., 1979b —
Spawning seasons of Common Octopus off the Northwest Coast of Africa. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 45 (7) : 805-810.
- HILL M.O., 1973 —
Reciprocal averaging : an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology*, 61 : 237-249.
- HIRSCHFELD H.O., 1935 —
A connection between correlation and contingency. *Proceedings of the Cambridge Philosophical Society, Mathematical and Physical Sciences*, 31 : 520-524.
- IDELHAJ A., 1984 —
Analyse des rendements en poulpes (*Octopus vulgaris*) des flottilles de pêche et comparaison avec les résultats des prospections du N/R. Ibn-Sina au large du Sahara (période 1980-1983). ISPM (Casablanca, Maroc), *Travaux et documents*, n° 41, 10 p (+ figures).
- JAGER Z., 1993 —
« The distribution and abundance of young fish on the Banc d'Arguin, Mauritania ». in : Wolff W.J., van der Land J., Nienhuis P.H. and de Wilde P.A.W.J. (Eds), *Ecological Studies in the Coastal Waters of Mauritania, Hydrobiologia*, 258 : 185-196.
- JOUFFRE D., 1998 —
Octopus vulgaris as a component of the benthic fauna of the NW African coast : A note on an investigation of species community organisation using multifactorial analysis. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 20 : 93-100.
- JOUFFRE D., INEJH, C. A., 1996 —
Recueil des observations de terrain et descriptions générales des captures de poulpes relatives à deux ans d'échantillonnage mensuel sur la radiale du Cap-Blanc (Mauritanie, zone nord) de mai 1993 à avril 1995. *Archives du Centre Nat. de Recherches Océanogr. et des Pêches*, (Nouadhibou, Mauritanie), n° 73, 100 p.
- JOUFFRE D., INEJH C. A., CAVERIVIÈRE A. (in prep.) —
« Are the clay-pots used by the Mauritanian small-scale fishery targeting octopus dangerous for this resource? » (Résumé soumis pour contribution au CIAC 2000 : *Millenium Cephalopod Conference on*

Cephalopod Biomass and Production
3-7 July 2000, University of
Aberdeen, Aberdeen, Scotland).

JOUFFRE D., NDIAYE A., 1995 —
Échantillonnage par chalutage
démersal de la radiale du Cap-Blanc
(Mauritanie, zone Nord) :
Présentation générale et édition
des données : Tome 1 - Campagnes
mensuelles du N/O N'Diogo
de mai 1993 à avril 1994.
*Archives du Centre Nat.
de Recherches Océanogr.
et des Pêches*, (Nouadhibou,
Mauritanie), n° 71, 171 p.

MANGOLD K., 1983 —
« *Octopus vulgaris* ». In : P.R. Boyle
(Ed), *Cephalopod Life Cycles,
Species Accounts.*, Academic Press
(London), Vol I. : 335-364.

PEREIRO J.A.,
BRAVO DE LAGUNA J., 1981 —
Dynamique des populations et
évaluation des stocks de poulpes de
l'Atlantique Centre-Est.
FAO, *COPACE/PACE SERIES*
80/18 , 57 p.

RATHJEN W. F., Voss G. L., 1987 —
« The cephalopod fisheries : a

review. » In : P.R. Boyle (Ed)
*Cephalopod Life Cycles,
Comparative Reviews*, Academic
Press (London), Vol. II : 253-275.

ROY C., 1991 —
« Les upwellings : le cadre physique
des pêcheries côtières ouest-
africaines » In : Cury P. et Roy C.
(Eds), *Pêcheries Ouest-africaines,
variabilité, instabilité et changement*,
Orstom Editions, Paris : 38-66.

SMALE M.J., BUCHAN P.R., 1981—
Biology of *Octopus vulgaris* off the
east coast of South Africa.
Marine Biology, 65 : 1-12.

TAIT R.W., 1986.—
*Aspects physiologiques de
la sénescence post-reproductive*.
Thèse de Doctorat,
université Paris VI. 249 p.

TANAKA J., 1958 —
On the stock of *Octopus* (*Octopus*)
vulgaris Lamarck, on the East Coast
of Boso Peninsula, Japan. *Bull. Jap.
Soc. Sci. Fish.*, 24 : 601-607.

WELLS M. J., 1978 —
*Octopus. Physiology and behaviour
of an advanced invertebrate*.
Chapman et Hall (London), 417 p.

Répartition côtière du poulpe *Octopus vulgaris* sur la Petite Côte du Sénégal et son exploitation par la pêche artisanale

Alain Caverivière
Biologiste des pêches

Mamadou Diallo
Biologiste des pêches

François Domain
Biologiste des pêches

Didier Jouffre
Biologiste des pêches

I Introduction

La présente étude s'attachera à décrire l'occupation de l'espace côtier par le poulpe : préférendums, temps de résidence, déplacements, et la manière avec laquelle la pêche artisanale exploite cette nouvelle ressource en s'adaptant à son comportement par innovation et apprentissage.

La pêche du poulpe commun *Octopus vulgaris* au Sénégal est assez ancienne, mais de peu de portée (Bakhayokho, 1981) jusqu'à l'été 1986 où 10 000 tonnes ont été débarquées par les chalutiers (Caverivière, 1990, 1994). L'importance de la ressource, couplée avec la mise en place des premiers circuits de commercialisation et usines de conditionnement, a permis à la pêche artisanale de la

Petite Côte du Sénégal (fig. 1) de s'y intéresser dans la deuxième moitié de cet été 1986. Par la suite, la ressource a montré d'importantes variations interannuelles (fig. 2), avec des captures approchant 20 000 tonnes en 1991, la pêche artisanale dépassant les captures de la pêche industrielle à partir de 1994. Les variations interannuelles, on parle d'explosion démographique certaines années, seraient la conséquence d'une durée de vie courte, de l'ordre de l'année au Sénégal (Domain *et al.*, 1997, 2000), et d'une relativement longue phase critique paralarvaire de pleine eau (Itami *et al.*, 1963; Mangold, 1983; Villanueva *et al.*, 1995; Caverivière *et al.*, 1999), de laquelle dépendrait principalement le niveau du recrutement. La survie des larves serait en relation avec les remontées d'eaux froides riches en sels nutritifs (upwelling), relation qui serait positive avec leurs durée et intensité au Sénégal (Faure, 2000). De plus, les zones de rétention côtière, comme la Petite Côte du Sénégal, auraient un effet favorable en limitant la dispersion vers le large (Faure, 2000; Faure *et al.*, 2000). Les accroissements d'abondance du poulpe seraient également favorisés par la diminution de ses principaux prédateurs, raies, daurades, murènes et mérours de

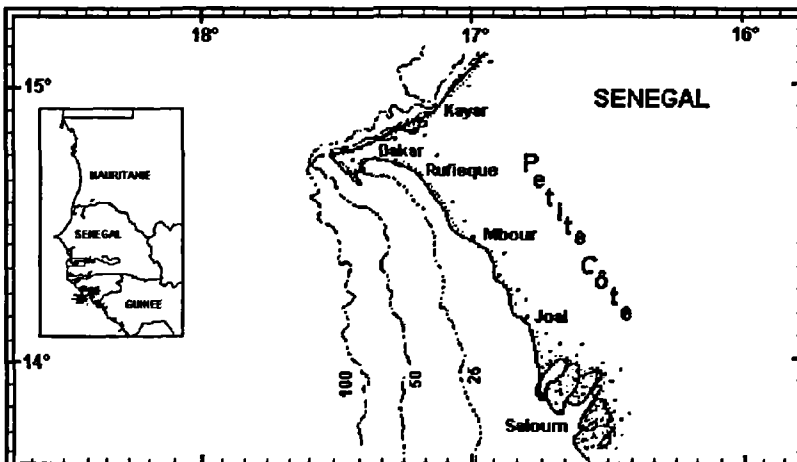


Figure 1
Situation géographique de l'étude.

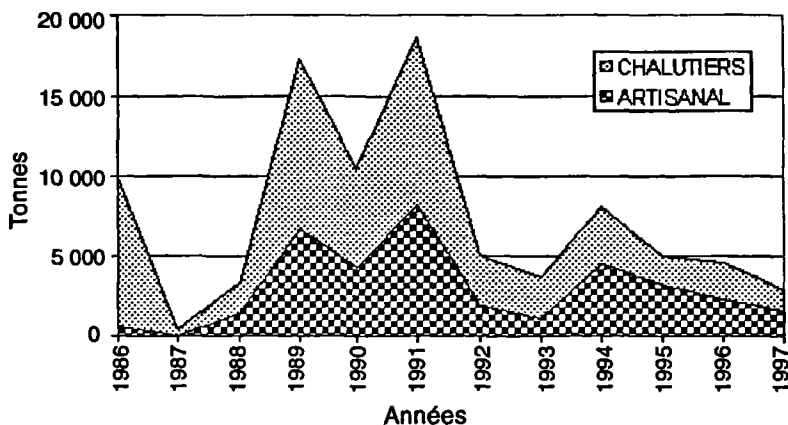


Figure 2
Évolution des captures annuelles de poulpe au Sénégal
par la pêche industrielle et la pêche artisanale.

grande taille, qui seuls représentent un réel danger pour les juvéniles et les adultes (Caverivière, 1990, 1994 ; Faure, 2000).

La grande majorité des prises en poulpe de la pêche artisanale provient de la Petite Côte (FAO, 1997), sur des fonds généralement interdits à la pêche chalutière et n'excédant guère 30 mètres. La pêche s'effectue lors de sorties journalières de pirogues à moteur hors-bord et utilise des lignes à main pourvues d'une couronne d'hameçons, qui sont très généralement non appâtées. Ces turlottes sont spécifiques à la pêche du poulpe et nous reviendrons plus bas sur leurs caractéristiques très particulières. La pêche artisanale du poulpe a surtout lieu en été (juillet-septembre) et porte sur de jeunes individus qui sont issus de la principale saison de ponte.

Le poulpe et l'espace

L'occupation de l'espace côtier par les poulpes pose un certain nombre de questions auxquelles il a été tenté de donner une réponse dans le cadre d'un programme de recherches franco-sénégalais.

Habitat et préférendum

Il ne s'agit pas d'un préférendum thermique, car *Octopus vulgaris* a une très large distribution et est rencontré au moins jusqu'à 400 mètres de profondeur au large du Sénégal, il peut être abondant dans des eaux allant de 14 à 29 °C.

Un facteur trophique lié à la sédimentologie est vraisemblable car de nombreuses observations *in situ* sur les fonds sableux et sablo-vaseux ont montré que les poulpes y occupent des terriers en forme de cheminées (Caverivière, 1997)¹. Ces terriers sont le plus souvent entourés de coquilles de bivalves (praires, amandes, venus, etc.), dont certaines très récentes que le poulpe aurait consommé quelque temps avant, avec parfois des bivalves vivants visibles à l'entrée du terrier (probable constitution d'un garde-manger). Ces bivalves ont été retrouvés enfouis dans le sédiment alentour, sur des fonds dont la surface est très pauvre en vie animale autre que le poulpe, et il semble que le nombre de terriers dans une zone suive la distribution en tache de ces coquillages. D'autre part, d'après la carte sédimentologique des fonds marins du Sénégal, la zone d'abondance du poulpe sur la Petite Côte correspond à des sables fins à grossiers, avec une teneur élevée en carbonates. Ces sédiments sont riches en coquillages, et les autres zones d'abondance d'*Octopus vulgaris* au large du Sénégal, telles que détectées par les campagnes scientifiques de prospection par chalutage, se situent sur des types de fond de sédimentologie comparable, mais plus profonds (80-150 m) et riches aussi en coquillages. On notera cependant que Nigmatulin et Ostapenko (1976), qui ont analysé les contenus stomacaux de centaines de poulpes des eaux sahariennes, trouvent une alimentation basée sur les crabes et poissons, avec une préférence pour les premiers. Les bivalves font partie d'un deuxième groupe nettement moins important. Il peut s'agir d'une différence régionale, mais il y a sans doute aussi une sous-estimation des bivalves dans les ana-

¹ Au total, plus de 300 plongées utiles à l'observation des poulpes ont été effectuées d'octobre 1995 à octobre 1999, dont le nombre important durant 10 campagnes de 3-4 jours du N/O Louis Sauger devant la Petite Côte au large de Mbour. Plusieurs centaines de terriers ont été obser-

lyses, car leur chair est rapidement transformée en bouillie indistincte dans les estomacs. Hatanaka (1979), pour la même région saharienne et le même type d'étude, trouve une alimentation côtière (16-26 mètres) dominée par les coquillages (45-61 %), suivis par les poissons (19-34 %), puis les crustacés et céphalopodes (20 % à eux deux). Pour notre part, sur les fonds sableux de la Petite Côte où les crabes sont rares, nous n'avons observé qu'une seule fois une carapace devant un terrier de poulpe.

Migrations ?

L'estimation du temps de résidence des poulpes sur les fonds côtiers de la Petite Côte était un des objectifs du programme de recherches. En effet, l'abondance des poulpes durant les mois d'été pourrait provenir de mouvements de type migratoire. Plusieurs éléments de réponse ont été apportés :

- l'existence de terriers profonds, apparemment creusés par les poulpes, est un élément en faveur d'une certaine sédentarité des individus. Ces terriers, calibrés à la taille du poulpe qui l'occupe et où celui-ci trouve un abri qui paraît sûr dans des zones nues, demandent sans doute un temps non négligeable pour être réalisés. Il est donc probable que le poulpe n'en change pas volontiers. Des observations par caméra sous-marine montrent un temps de résidence d'au moins 48 heures, mais malheureusement les enregistrements n'ont pu être poussés au-delà. Cependant, nous avons pu observer de manière fragmentée, par des plongées en général hebdomadaires, l'occupation de refuges précis par des individus bien individualisés par des marques corporelles (blessures). Hormis les femelles surveillant leur ponte (Caverivière *et al.*, 1999), trois poulpes ont été vus dans le même refuge durant des intervalles totaux de 22, 28, 45 jours². Des occupations beaucoup plus courtes ont aussi été relevées, le poulpe ayant pu changer d'abri dans la même zone ou

² Un autre individu aurait occupé le même abri pendant plus de deux mois, mais il subsiste un léger doute quant à son identification entre la première et la deuxième moitié de la période.

encore être pêché, les lieux d'observations étant régulièrement prospectés par les pêcheurs de poulpe comme le dénote les turlottes perdues sur le fond;

- quelques marquages de poulpes ont été effectués dans la zone côtière (fonds de 16-30 m en été). Les 10 poulpes recapturés l'ont été à proximité des lieux de marquage, dont 5 poulpes après 29, 48, 62, 68 et 70 jours de liberté. D'autre part, près de 5 800 poulpes ont été marqués et relâchés dans des eaux plus profondes (80-120 m essentiellement) et près de 1 200 ont été recapturés par la pêche artisanale et la pêche industrielle. Dans presque tous les cas, les poulpes ont été récupérés à proximité des lieux de leur marquage, du jour même à 177 jours après. Le seul mouvement qui semble apparaître concerne des poulpes qui quitteraient le rebord du plateau vers les fonds intermédiaires en saison froide (pour la reproduction ?);

- l'occupation des zones de pêche dans le temps et l'espace par les pirogues cherchant le poulpe n'est compatible qu'avec un mouvement lent de l'espèce de la côte vers le large (cf. plus bas).

Les pêcheurs

Innovation et apprentissage

Les pêcheurs artisans, à bord de pirogues monoxyles motorisées, utilisent un engin de pêche très particulier pour la capture du poulpe (fig. 3). Il s'agit d'une ligne à main terminée par un gros plomb de 200 à 400 grammes, de forme conique, dont la base est munie de 5 à 6 (parfois 4) hameçons n° 8 disposés en couronne (turlutte). Le plomb est recouvert de matière(s) colorée(s) souvent argentée (papier cadeau), parfois rouge ou blanche seule ou en alternance. Du sommet du plomb, partent généralement des petites lanières brillantes, ici aussi le plus souvent argentées. Sur la ligne au-dessus du plomb, deux séries (parfois une, rarement trois) de lanières colorées et brillantes découpées dans des sacs plastiques (blanc, rouge, bleu, jaune, violet), de 25 à 50 cm de longueur, sont disposées en

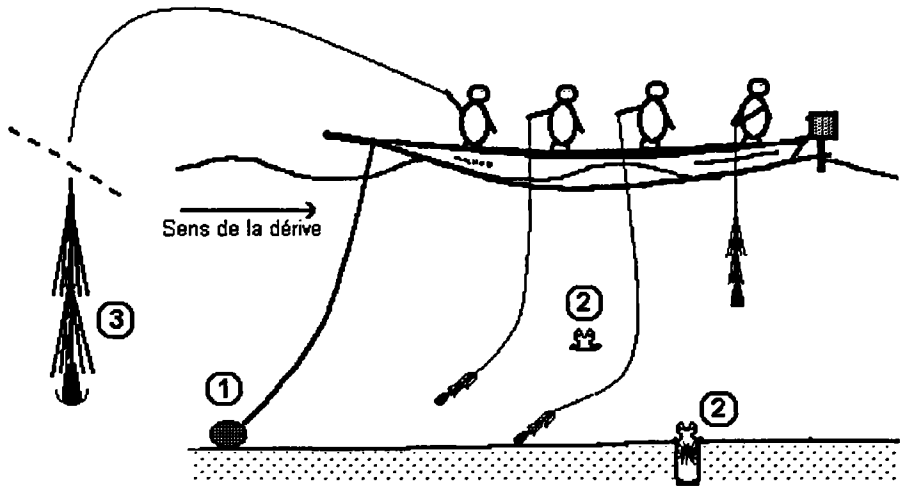


Figure 3

Pêche artisanale à la turlutte au Sénégal. Pirogue de 4 pêcheurs.
1) ancre dérapante (caillou); 2) poulpe dans son terrier; 3) turlutte de 2 couronnes de lanières brillantes et un plomb de 5 hameçons.

couronnes qui partent chacune d'un même point. Chaque couronne a très généralement des lanières de deux couleurs différentes, qui peuvent différer quand il existe plusieurs couronnes sur le même engin. Les couronnes, en position pendante, se recouvrent juste ou un peu l'une sur l'autre et la dernière avec le plomb. L'ensemble, qui forme une turlutte à poulpe, peut dépasser 90 cm de longueur. Cet engin de pêche est dérivé de la turlutte qui sert depuis longtemps à la pêche des seiches (Bakhayokho, 1997), mais les modifications sont considérables, et nous n'avons pas connaissance d'un tel type de turlutte utilisé antérieurement ailleurs dans le monde. Sur les lieux de pêche, les pirogues travaillent en dérive lente, généralement face à la vague, grâce à un caillou rond traînant sur le fond et faisant office d'ancre dérivante. Les turluttes sont lancées loin de la pirogue et agitées par des mouvements amples et réguliers du bras avant d'être remontées, ce qui oblige les pêcheurs à travailler debout et avec une seule turlutte chacun. La pêche du poulpe à la turlutte peut être pratiquée jusqu'à 70 mètres de profondeur par certains pêcheurs; le poids du plomb est alors augmenté par rapport à une

pêche côtière et est de l'ordre de 400 grammes. Cette pêche est peu coûteuse par rapport à d'autres car les turlattes, fabriquées en général par les pêcheurs qui les utilisent, ne coûtent pratiquement que le prix du plomb qui provient de matériel de récupération, et la pêche elle-même s'effectue en dérive sans utilisation du moteur.

Le stimulus de prise de la turlutte par le poulpe, on peut sans grand risque parler d'attaque, est visuel, d'après ce que semble montrer : i) des observations *in situ*, ii) le fait attesté par les nombreux pêcheurs interrogés que le poulpe ne se pêche pas de nuit à la turlutte, iii) les très faibles rendements obtenus par ces mêmes pêcheurs quand les eaux sont très troubles. L'attaque de la turlutte ne paraît pas déclenchée par un besoin alimentaire car : i) des poulpes à l'estomac plein sont pris par cet engin³, ii) la turlutte peut ramener des poulpes de 50 grammes et donc considérablement plus petits que l'engin. Il peut s'agir d'un comportement de défense du territoire, mais l'explication ne semble pas suffisante au regard de la taille des plus petits poulpes capturés et des autres envahisseurs potentiels du territoire qui ne sont pas attaqués.

La pêche récente du poulpe par les artisans pêcheurs du Sénégal montre une capacité d'adaptation et d'innovation considérable de la part de cette population. On peut dire qu'elle a su créer un engin de pêche en tout point remarquable qui tire parti d'un comportement particulier du poulpe pour le capturer. Notons que la pêche du poulpe avec des pots, comme elle est pratiquée de longue date en Méditerranée et adaptée plus récemment dans les eaux mauritaniennes voisines, n'est pas inconnue des pêcheurs sénégalais. Des projets de développement en ont initié la pratique en différents endroits de la côte, avec toujours un rejet final par les pêcheurs. Ceux-ci trouvent les pots moins efficaces (Bakhayokho, 1997), plus encombrants, susceptibles de vols ou de destruction par les chalutiers et beaucoup plus onéreux par rapport aux turlattes qui ne coûtent pratiquement rien (Samba, 2000).

³ Communication Y. Diatta sur des observations effectuées lors de son travail de thèse sur « Le régime alimentaire du poulpe commun *Octopus vulgaris* ».

Occupation de l'espace

Une étude centrée sur l'occupation de l'espace par les pêcheurs artisans, dans la zone côtière d'abondance du poulpe de la Petite Côte du Sénégal, a été menée à partir des statistiques de pêche recueillies dans les deux principaux sites portuaires de la pêche artisanale. Il s'agit de Mbour au nord et de Joal au sud, qui sont situés à environ 35 km de distance l'un de l'autre (cf. fig. 1). On se reportera à Laloë et Samba (1990) et Ferraris *et al.* (1994) pour des précisions sur les systèmes d'enquêtes et le traitement des données recueillies. Les quatre meilleures années de la pêche artisanale sur le poulpe ont été retenues : 1989, 90, 91, 94.

Il a été extrait des fichiers annuels de ces deux ports les enquêtes concernant les sorties à la journée des pirogues dites « ligne - casier seiche » qui sont les principales à rechercher le poulpe. De ces sorties, il a été finalement retenu celles des pirogues de quatre pêcheurs qui ont ramené du poulpe. Selon les années, le nombre des sorties de pêche sélectionnées varie de 2 100 à 4 850. La part du poulpe dans les débarquements de ces pirogues a été recherché ; les valeurs sont proches de 100 %, sauf parfois en début et en fin de période d'abondance. À partir des données de prises par sortie sélectionnées, des rendements moyens de poulpes ont été calculés par semaine et ont pu être subdivisés selon 3 classes de profondeurs de pêche : - de 10 m, de 11 à 25 m, de 26 à 50 m, les enquêtes incluant cette donnée, mesurée en brasses par les pêcheurs. Ceci permet un suivi fin de la pêche du poulpe à partir de deux ports proches.

La figure 4 montre que la pêche du poulpe, toutes profondeurs confondues, commence plus tôt et finit plus tard à Mbour qu'à Joal, où les rendements sont cependant généralement plus élevés (c'est le cas de 66 couples de valeurs hebdomadaires contre 13). La variabilité inter annuelle des rendements est grande et il y a une propension à l'allongement de la saison de pêche à Mbour pour les années les plus récentes. La figure 5 présente les rendements moyens pour la période la plus propice à la pêche qui s'étend de la mi-juillet à fin septembre (semaines 29 à 39). Elle confirme, pour les 4 années, une plus grande abondance de poulpes à Joal qu'à Mbour à cette période. Les résultats d'enquêtes indiquent que les pêcheurs de Mbour ne se déplacent pas vers les zones de pêche relativement

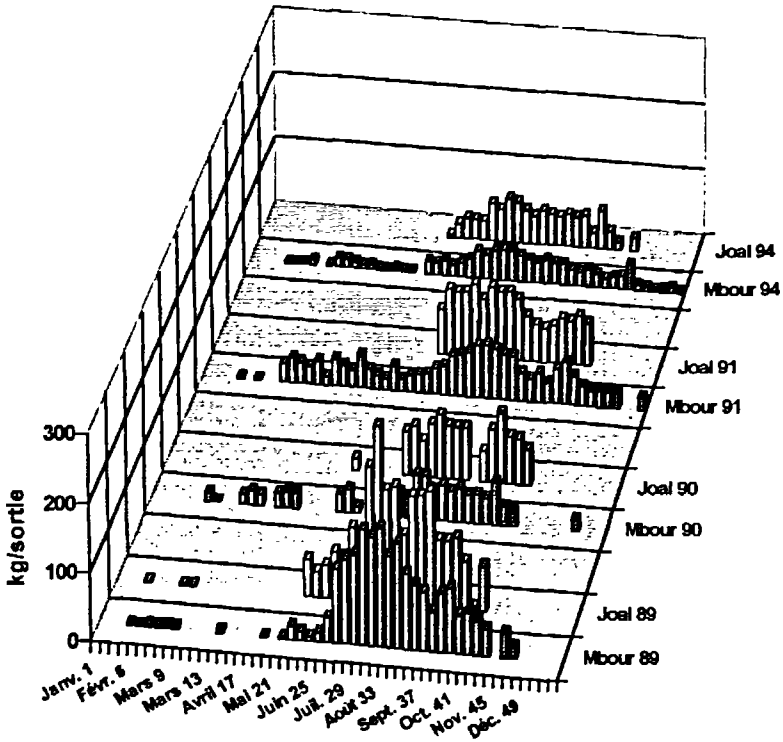


Figure 4

Évolution des rendements moyens de pulpe par semaine pour les 2 ports et les 4 années.

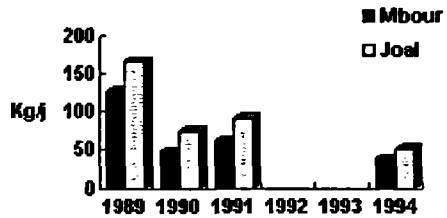


Figure 5

Rendements moyens durant la saison optimale (15 juillet - 30 septembre) à Mbour et Joal.

proches de Joal quand les rendements en poulpe y sont meilleurs, sans que nous ayons pu savoir quelle était la part de l'éloignement et celle d'autres facteurs comme une certaine appropriation coutumière des zones de pêche. Par contre, quand les rendements de poulpe à Joal deviennent suffisamment élevés, les autres tactiques de pêche de ce port sont délaissées pour cibler cette espèce. Ceci est illustré par les nombres mensuels des sorties à filet maillant encerclant (pour la capture des sardinelles) dont la figure 6 donne un exemple pour l'année 1991. À la saison du poulpe, le nombre de ces sorties diminue considérablement, car la plupart des pirogues qui pratiquaient cette activité se sont tournées vers le poulpe et sont alors enregistrées dans les enquêtes comme des pirogues à lignes.

Les rendements par profondeur, illustrés sur la figure 7 pour les quatre années retenues, montrent que la pêche au poulpe a surtout lieu dans la bande bathymétrique 11-25 mètres durant toute la période d'abondance. Les fonds de pêche inférieurs à 10 mètres sont plutôt exploités en début de saison et ceux supérieurs à 25 mètres en fin. Cette évolution peut traduire un mouvement migratoire lent du poulpe de la côte vers la profondeur ou/et une optimisation économique des sorties de pêche, qui exploiteraient préférentiellement les fonds côtiers et se déplaceraient vers le large quand la pression de pêche a réduit l'abondance de la ressource sur les zones plus proches des ports.

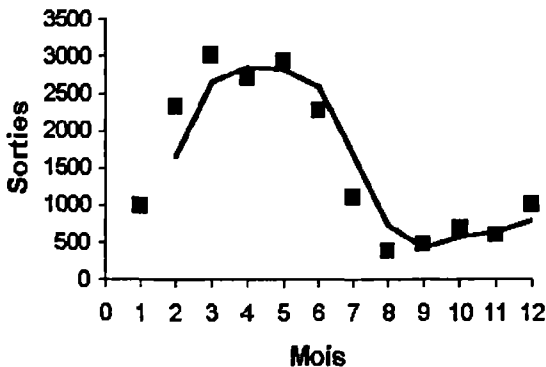


Figure 6
Nombre de sorties mensuelles des filets maillant encerclant à Joal.

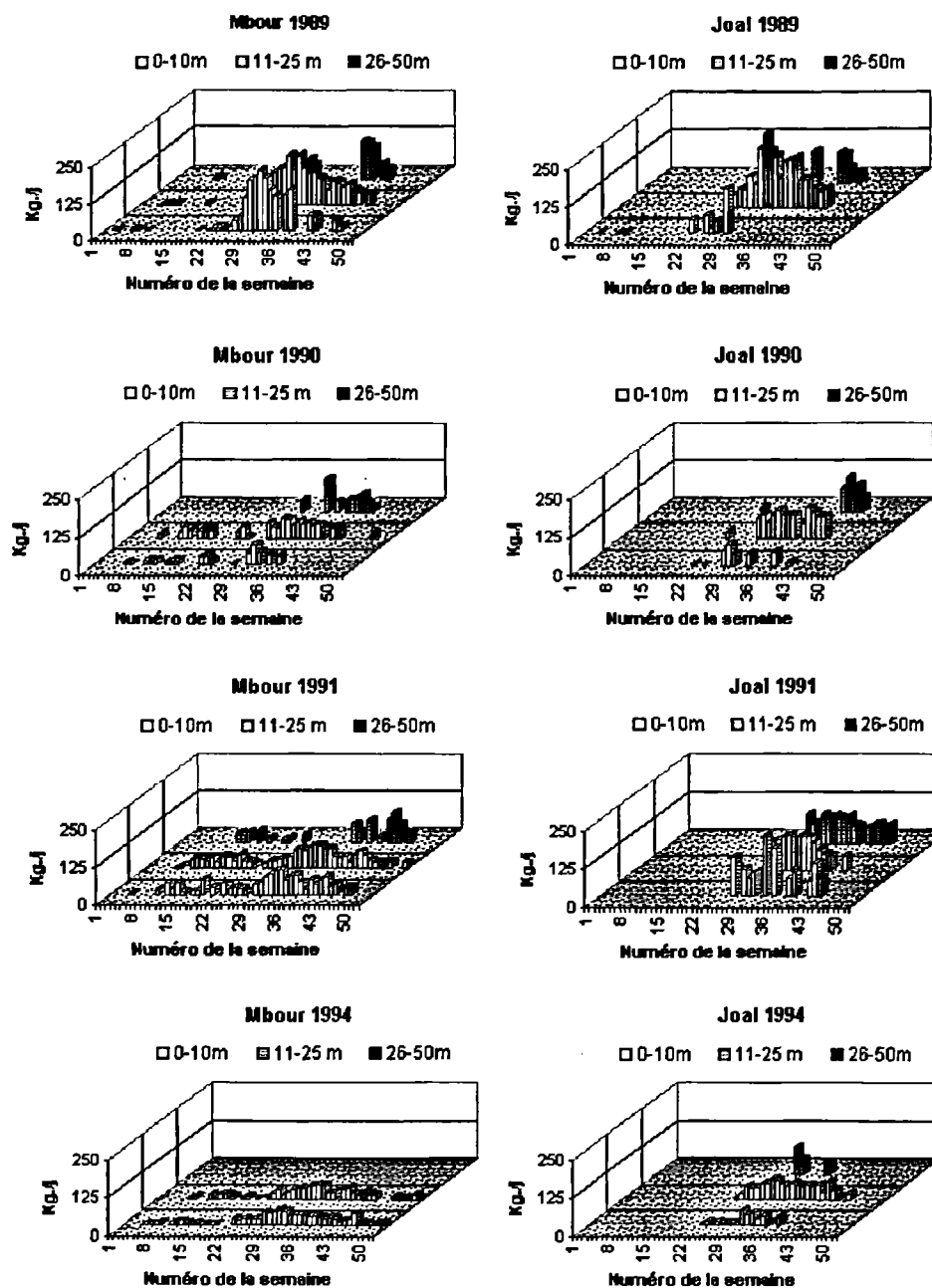


Figure 7
Rendements moyens par semaine des sorties journalières
par profondeur de pêche à Mbour et Joal pour 4 années.

Conclusion

Au Sénégal, l'abondance du poulpe commun apparaît la plus importante sur les fonds sableux riches en bivalves qui formeraient l'essentiel de sa nourriture, comme tendent à le montrer de nombreuses observations *in situ*. Le poulpe est bien adapté à ce type de substrat où il occupe des terriers profonds qui sont d'efficaces abris contre la prédation. Selon des observations récentes, le poulpe creuse lui-même son terrier qu'il ne quitte que pour s'alimenter et se reproduire. Cet habitat particulier expliquerait la grande quantité de poulpes se trouvant sur les fonds meubles des côtes nord-ouest africaines.

Les capacités migratoires du poulpe ont été étudiées à partir de plusieurs types de données. Les résultats des marquages de poulpes, l'existence des terriers et les observations *in situ* sur leur occupation, la relative stabilité dans le temps et l'espace des pêcheries, sont des éléments en faveur d'une certaine sédentarité des poulpes. Les fortes abondances observées en été sur les fonds côtiers de la petite Côte proviendraient principalement de la période de recrutement d'une espèce à vie courte.

Les pêcheurs artisans sénégalais se sont remarquablement adaptés à la capture des poulpes en mettant au point une technologie efficace et peu coûteuse qui fait appel à un engin de pêche, la turlutte à poulpe, qui n'a pas d'équivalent au monde. Cette turlutte fait appel à un comportement particulier du poulpe dont le déclenchement est d'origine visuelle et reste encore mal expliqué. L'émergence de cette nouvelle façon de pêcher le poulpe confirme les fortes capacités d'innovation et d'adaptation des pêcheurs artisans sénégalais, déjà notées par Laloë et Samba (1990), Charles-Dominique et Diallo (1997), Charles-Dominique et Mbaye (1999).

L'étude de la pêche artisanale du poulpe à partir de deux ports proches de la Petite Côte montre qu'il y a peu de déplacements des pêcheurs d'une zone à l'autre. La pêche commence plus tôt et finit plus tard à Mbour, sans que les pêcheurs de Joal y participent. Les pêcheurs de Mbour ne pêchent pas devant Joal quand les rendements y sont nettement plus élevés qu'à Mbour. Par contre, lors de l'abondance estivale des poulpes et suivant l'importance de la ressource, les autres tactiques de pêche d'un port peuvent se tourner de manière largement

prépondérante vers le poulpe. Une autre forme d'optimisation économique est peut-être visible dans l'évolution des profondeurs de pêche : les fonds les plus côtiers étant plutôt exploités en début de saison et les plus profonds et lointains en fin. Cette évolution peut cependant aussi traduire un mouvement migratoire lent des poulpes.

Il sera intéressant d'étendre cette étude, dans sa partie évolution et analyse des rendements des pirogues ciblant le poulpe, à d'autres lieux où la pêche de cette espèce prend une importance croissante : la région de Dakar, en limite nord de la Petite Côte, ainsi que le port de Kayar, sur la côte nord du Sénégal, où le poulpe est surtout pêché en saison froide.

Bibliographie

- BAKHAYOKHO M., 1981 —
Historique des pêcheries
de céphalopodes (seiches, poulpes,
calmars) des côtes sénégalaises.
La Pêche Maritime, n° 1244 : 634-640.
- BAKHAYOKHO M., 1997 —
La pêche artisanale à la turlutte des
céphalopodes au Sénégal. Centre
Rech. Océanogr. Dakar Thiaroye,
Doc. scient., n° 146 : 1-15.
- CAVERIVIÈRE A., 1990 —
Étude de la pêche du poulpe
(*Octopus vulgaris*) dans les eaux
côtières de la Gambie et du Sénégal.
L'explosion démographique de l'été
1986. Centre Rech. Océanogr. Dakar
Thiaroye, *Doc. scient.*, n° 116 : 1-42.
- CAVERIVIÈRE A., 1994.—
« Le poulpe (*Octopus vulgaris*)
au Sénégal : une nouvelle
ressource ». *in*: Barry-Gérard M.,
Diouf T. et Fonteneau A. (eds).
*L'évaluation des ressources
exploitables par la pêche artisanale
sénégalaise*. Paris, Orstom éditions,
coll. Colloques et séminaires,
Tome 2 : 245-256.
- CAVERIVIÈRE A., 1997 —
Note sur l'observation de terriers
creusés dans le sable et occupés
par des juvéniles d'*Octopus vulgaris*.
in : Rapport du groupe de travail ad
hoc sur les céphalopodes. FAO,
COPACE/PACE SERIES/97/63, 98 p.
- CAVERIVIÈRE A., DOMAIN F.,
DIALLO A., 1999 —
Observations on the influence
of temperature on the length
of embryonic development
in *Octopus vulgaris* (Senegal). *Aquat.
Living Resour.*, vol.12 (2) : 151-154.
- CHARLES-DOMINIQUE E.,
DIALLO M., 1997 —
Le trémail, une innovation
dans la pêche artisanale
sénégalaise : processus de diffusion
et fonctionnement. Centre Rech.
Océanogr. Dakar Thiaroye, *Doc.
scient.*, n° 145, 22 p.
- CHARLES-DOMINIQUE E.,
MBAYE A., 1999 —
Les « usages de l'espace » dans la
pêche artisanale sénégalaise. Les
Espaces de l'Halieutique — 4e Forum

halieumétrique, Pré-actes,
miméo. : 123-130.

DOMAIN F., CAVERIVIERE A.,
DIALLO A., 1997 —
Note sur la croissance en poids
du poulpe (*Octopus vulgaris*) élevé
en bassin. *ir.* Rapport du groupe
de travail ad hoc sur les
céphalopodes. *FAO, COPACE/PACE
SERIES/97/63* : 78-80.

DOMAIN F., JOUFFRE D.
CAVERIVIERE A., 2000 —
Growth of *Octopus vulgaris*
from tagging in Senegalese waters.
J. Mar. Ass. U.K., Manuscrit accepté.

FAO, 1997 —
Rapport du groupe de travail
ad hoc sur les céphalopodes ;
Rome : FAO, *COPACE/PACE
Series 97/63*, 103 p.

FAURE V., 2000 —
*Dynamiques spatiale et temporelle
des populations de poulpes
(Octopus vulgaris) en Afrique
de l'Ouest : Influence des fluctuations
environnementales et des relations
inter-spécifiques.* Thèse Doctorat,
université Montpellier II, 401 p.

FAURE V., INEJH C.A., DEMARCO H.
CURY P., 2000 —
Octopus recruitment success
and retention processes in upwelling
areas: The example of the Arguin
bank (Mauritania). *Fish. Oceanogr.*,
in press.

FERRARIS J., SAMB B.,
THIAM M., 1994.—
« Les statistiques de pêche
au CRODT : description
des systèmes de collecte
et de traitements des données ».
in : Barry-Gérard M., Diouf T.
et Fonteneau A. (eds).

*L'évaluation des ressources
exploitables par la pêche artisanale
sénégalaise.* Orstom éditions, Paris,
coll. Colloques et séminaires,
Tome 2 : 73-93.

HATANAKA H., 1979 —
Studies on the fisheries biology of
common octopus off the northwest
coast of Africa, *Far. Seas Fish. Res.
Lab., Bull.* 17 : 13-124.

ITAMI K., IZAWA Y., MAEDA S.,
NAKAI K., 1963 —
Notes on the laboratory culture
of the octopus larvae. *Bull. Japanese
Soc. Sci. Fish.*, Vol. 9 (6) : 514-520.

LALOE F., SAMBA A., 1990 —
La pêche artisanale au Sénégal :
ressources et stratégies de pêche.
Études et Thèses, Paris, Orstom,
385 p.

MANGOLD K., 1983 —
« *Octopus vulgaris* ». *in*: Boyle P.R.
(ed.). *Cephalopod Life Cycles*, Vol. I,
Species Accounts. Academic Press,
London : 335-364.

NIGMATULLIN Ch. M. and A.A.
Ostapenko, 1976. - Feeding of
Octopus vulgaris Lam. from the
Northeast African Coast. ICES,
Shellfish and Benthos Committee,
C.M 1976/K:6, 13 p.

SAMBA A., 2000 —
Historique des pêcheries de
céphalopodes. Communication au
colloque : Le poulpe commun
Octopus vulgaris du Sénégal et des
côtes nord-ouest africaines.
IRD/ISRA, Dakar, 14 au 18 février
2000, in prep. *ibid.*

VILLANUEVA R., Nozais C.,
Boletzky (v) S., 1995 —
The planctonic life of octopuses.
Nature, vol. 377, 107 p.

Communications
orales

partie 1

I Composantes spatiales d'une agrégation

Nicolas Bez

L'habitude a été prise de résumer une distribution par sa moyenne et sa variance. Outre que ces paramètres sont fortement affectés par la prise en compte ou non des valeurs nulles, ils ne donnent aucune information de nature spatiale. Une statistique spatiale, globale, simple, et efficace au regard du problème des zéros, est l'inertie de la population (au besoin décomposée selon ses axes principaux).

Mais, l'inertie n'est qu'un résumé de la répartition spatiale. Une description plus fine des structures spatiales est accessible par le covariogramme (relativement au carré de l'abondance), dont la moyenne est d'ailleurs associée à l'inertie. On peut ainsi comparer les structures agrégatives de populations présentant des niveaux d'abondances différents ou encore se poser la question suivante : qu'est-ce qui est plus agrège ? une espèce qui a une distribution assez régulière, en cloche, sur quelques dizaines de miles nautiques ou bien une population répartie sur une aire beaucoup plus grande mais qui présente une distribution très fluctuante autour d'une tendance ? Il se peut que ces deux populations présentent globalement le même indice d'agrégation mais que celui-ci soit le résultat de composantes spatiales très différentes (courtes distances versus longues distances).

Ainsi, malgré d'importantes fluctuations d'abondances, la répartition spatiale des œufs de maquereau observée en 1986, 89, 92 et 95 dans le Golfe de Gascogne, présente des structures agrégatives stables : indices d'agrégations stables et structures spatiales inférieures à 30 miles, non observées parce qu'inférieures à la maille d'échantillonnage, et responsables de la moitié de l'indice global d'agrégation. Une telle constatation conditionne, à une certaine échelle, la stratégie d'occupation de l'aire de reproduction qu'on pourrait être amené à construire.

Sur l'agrégation des bancs

Pierre Petitgas

Les pêcheurs exploitent des concentrations spatiales de biomasse à micro et méso échelle et donc, l'agrégation du poisson à ces échelles est potentiellement un facteur de la capturabilité. Dans cette problématique, le programme FAIR Cluster a pour objectif la caractérisation des bancs et des agrégats de bancs dans les séries historiques des campagnes acoustiques, dans des régions différentes. Les différents stocks de pélagiques sont comparés du point de vue (i) du spectre de biomasse par tailles de bancs (ii) d'un indice d'agrégation de bancs. Des différences importantes entre stocks de pélagiques sont mises en évidence. Un indice d'agrégation de bancs est proposé suite à des simulations montrant son bon comportement.

La taille des bancs de poissons pélagiques comme indicateur d'abondance du stock

Pierre Fréon

Philippe Cury

Manue Barange

B. Roel-Payne

Les poissons pélagiques se regroupent en bancs rassemblant jusqu'à plusieurs millions d'individus. Les déterminismes d'un tel regroupement sont multiples, mais aujourd'hui on s'accorde à penser que la prédation constitue le principal facteur de pression sélective. Les autres facteurs importants sont : un gain d'efficacité dans la détection de proies, la facilitation de la reproduction et des migrations, l'avantage hydrodynamique et l'apprentissage par facilitation sociale. Un banc de poissons pélagiques est soumis à des jeux de contraintes tendant à augmenter sa taille (exemple, lutte antiprédateur) ou à la diminuer (exemple : compétition alimentaire au sein du banc). De par ce jeu de contraintes, et de par la dynamique nyctémérale, les bancs s'avèrent être des structures peu stables. De fait, les tailles de bancs observées *in situ* sont extrêmement variables et suivent généralement une distribution log-normale, voire davantage dissymétrique. Cependant une contrainte forte pour le taux de rencontre entre individus demeure la taille du stock, en particulier pour les stocks dont l'aire de distribution n'est pas proportionnelle à l'abondance. On peut donc imaginer que la taille moyenne des bancs est densité-dépendante. C'est ce qu'illustrent plusieurs exemples de stocks pélagiques qui ont connu d'importantes fluctuations d'abondance. L'indice de taille des bancs peut-être dérivé des prises par calées des senneurs obtenues en Afrique du Sud, au Sénégal, en Côte d'Ivoire, en Indonésie ou au Japon. Pour une

même espèce rencontrée dans différents écosystèmes, les bancs sont en moyenne d'autant plus gros que le milieu est productif. Les indices d'abondance du stock sont dérivés soit des campagnes acoustiques, soit des PUE. On discute des effets respectifs densité-dépendants et indépendants de la densité et de l'environnement sur la taille des bancs. En conclusion, outre les indices conventionnels, nous suggérons un nouvel indice d'abondance basé sur l'utilisation de la prise par calée.

Relations entre cpue commerciales et scientifiques

Alain Biseau

Pierre Petitgas

Jean-Claude Poulard

Comment l'agrégation du poisson telle qu'observée dans les campagnes à la mer est-elle liée au résultat de la pêche commerciale ? Dans cette problématique, l'étude présentée est un exercice prospectif mettant en regard deux mesures indépendantes : les cpue scientifiques de campagnes à la mer, dont le protocole d'échantillonnage est standardisé, et les cpue commerciales des log-books. L'espèce choisie pour l'étude est la cardine sur le plateau celtique, à cause de sa large répartition spatiale et de la qualité contrôlée des données commerciales spatialisées de capture et d'effort. Les cpue commerciales sont disponibles par rectangle-mois. Les cpue scientifiques sont estimées à la même échelle spatiale par krigeage. Les campagnes d'échantillonnage présentent une variance intra-carré très élevée qui est estimée à partir du variogramme. La relation entre cpue commerciales et scientifiques est peu visible car des valeurs importantes de cpue commerciale sont rencontrées dans des zones de faible cpue scientifique.

Pourtant, la cohérence générale des cartes de cpue commerciale et scientifique est bonne, vraisemblablement à cause de la large répartition géographique de la cardine.

Une pêcherie saisonnière de thons à la senne dans une zone hauturière de l'Atlantique équatorial

Frédéric Ménard

Christelle Ravier

Alain Fonteneau

Daniel Gaertner

Emile Marchal

On étudie les caractéristiques d'une pêcherie à la senne de thons tropicaux qui se concentrent saisonnièrement dans une zone particulière de l'Atlantique équatorial, située entre 0-5 °N et 10-20 °O. Jusqu'à la fin des années 1970, cette zone située en dehors des systèmes d'enrichissements classiques des échelons trophiques primaires et secondaires était une zone de pêche mineure. Dans les années 1980, les captures connaissent une forte croissance. Les concentrations monospécifiques de grands albacores (*Thunnus albacares*) constituent alors la cible principale des senneurs (pêche sur bancs libres). Néanmoins, la zone est aussi connue pour la présence d'épaves naturelles dérivantes qui permettent des captures substantielles de concentrations plurispécifiques de thons de petite taille dont principalement les listaos (*Katsuwonus pelamis*) et les juvéniles d'albacores et de patudos (*Thunnus obesus*) (environ 46 cm de LF). À partir de 1991, on assiste à un développement intensif de la pêche sous objets artificiels flottants mis à l'eau par les senneurs (pêche sous épaves). La zone devient alors une zone majeure de pêche sous épaves dans le Golfe de Guinée, avec des taux d'exploitation très élevés de novembre à janvier (70 à 80 % des prises de la zone sont réalisées sous épaves). Ce mode de pêche favorise les rejets et les prises accessoires d'autres espèces pélagiques associées, comme les thons, aux épaves (poissons porte-épée, thazards, Elagatis, balistes...).

La zone d'étude présente des particularités dynamiques remarquables. Située juste au nord de la divergence équatoriale avec des upwellings intenses durant l'été boréal (de juin à septembre), elle est une région privilégiée pour l'apparition d'oscillations saisonnières des systèmes de courant, appelées ondes tropicales d'instabilité. Ces oscillations, fortement énergétiques, ont un impact sur le développement de la chaîne trophique.

Dans ce travail, nous présentons un bilan de cette pêcherie en distinguant, à partir de 1991, les deux modes de pêche sous épaves et sur bancs libres. Une procédure de détection des concentrations de thons à partir des statistiques de pêche a été développée. Elle permet de caractériser ces concentrations et d'étudier leurs dynamiques dans la zone. Nous donnons également des estimations des prises accessoires (rejetées ou conservées à bord), à partir de l'analyse de données d'observateurs scientifiques collectées en 1998. Enfin, l'écologie trophique des thons dans la zone a été étudiée à partir de l'analyse de contenus stomacaux. On montre que l'alimentation varie en fonction de la taille du thon et de son mode de pêche. Les petits thons se nourrissent essentiellement d'un poisson mésopélagique, *Vinciguerria nimbaria*, à durée de vie courte (6-7 mois pour une $LS = 55$ mm). Alors que traditionnellement cette espèce rejoint de jour les profondeurs de 400 m ou plus, *V. nimbaria* forme dans cette zone et pendant la saison de pêche, des bancs d'adultes abondants dans la couche de surface le jour, accessibles à la prédation des thons. La zone d'étude apparaît donc comme une région particulièrement homogène avec des caractéristiques écologiques et dynamiques remarquables qui permettraient de supporter de telles concentrations de thons et qui sont discutées.

■ Mise en place d'un système multi-agents destiné à la simulation de dynamiques comportementales spatiales environnement/ressource ; application à l'espadon (*Xiphias gladius*) dans le sud-ouest de l'océan Indien

David Guyomard

Jean-Christophe Soulié

Pierre Marcenac

Michel Larue

Dans le cadre du Programme Palangre Réunion (financé par le Feder de l'Union européenne, l'État, les Conseils régional et général de La Réunion), l'Ifremer, l'IRD et l'Iremia (Institut de recherche en mathématiques et informatique appliquées de l'université de La Réunion, équipe MAS_ - Multi Agent Systems Modelling and Simulations@) se sont associés, pour construire un environnement informatique orienté agent. L'objectif est l'établissement d'un système multi-agents pour les simulations dynamiques des comportements spatiaux de l'espadon (*Xiphias gladius*), principale espèce cible des navires palangriers réunionnais dans la zone sud-ouest de l'océan Indien. Dans cette optique, la plate-forme informatique Geamas (Generic Architecture for MultiAgent Simulation) développée par l'Iremia est appliquée au domaine halieutique pélagique, en s'appuyant sur une représentation de l'environnement grâce aux données satellitaires de la station SEAS de l'IRD à La Réunion (températures de surface, vorticité). Il s'agit ainsi de prendre en compte l'aspect dynamique du contexte pélagique dans lequel évo-

lue l'espadon, à échelle journalière et kilométrique. Dans cet environnement, des agents « espadon » différents les uns des autres, sont implémentés afin d'y évoluer de manière autonome, selon des principes comportementaux simples décidés par l'utilisateur. La simulation permet : de tester des hypothèses comportementales, d'identifier les paramètres environnementaux décisifs dans la prise de décision comportementale du poisson (motivation trophique), et de cerner leurs effets sur les comportements de « groupe » (niveau pluri-individuel). La généricité de l'outil doit permettre d'y ajouter d'autres paramètres disponibles par la suite (bathymétrie précise, autres paramètres de surface obtenus par télédétection...) afin d'établir un laboratoire virtuel, renseigné par des données réelles à une échelle fine.

Les principes de Mufins (Multi-fish Indian ocean simulator), le modèle issu de Geamas appliqué au domaine océanique, sont exposés et les principes de validation du projet sont discutés.

Des variations spatio-temporelles de l'âge de maturité de quatre Gadidés de la mer du Nord, de leurs causes, et de leurs conséquences

Marie-Joëlle Rochet

Laurent Markovic

Capucine Mellon

De nombreux travaux ont montré que les poissons ont une grande plasticité des traits démographiques : croissance, maturité, fécondité. Cette variabilité doit être prise en compte dans l'évaluation des stocks exploités car elle peut influencer significativement leur dynamique (Kirkpatrick, 1993 ; Overholtz, 1993). Mais cette prise en compte est difficile du fait que ces variations ne sont pas connues quantitativement, et que leurs causes sont multiples et imbriquées : exploitation, environnement, état du stock... Une approche spatio-temporelle semble appropriée pour détecter ces variations et leurs causes.

Ici nous nous intéressons aux variations de l'âge et la taille de maturité de quatre Gadidés de la mer du Nord : morue, églefin, merlan et tacaud, et à leurs facteurs potentiels. Nous utilisons les données IBTS (International Bottom Trawl Survey) pour les cohortes nées de 1983 à 1995 et réparties, selon les espèces, dans les 9 zones de la mer du Nord définies pour cette campagne. Nous établissons tout d'abord la structure de variation spatio-temporelle des variables, par une analyse de la variance. Pour le tacaud, les variations de l'âge et de la taille de maturité ne sont significatives ni dans le temps, ni dans l'espace. Pour le merlan, seules les variations spatiales sont significatives. Pour la morue et l'églefin, nous observons des tendances spatiales et temporelles similaires, sans interaction (la structure spatiale ne varie pas dans le temps).

Nous analysons, dans le temps et dans l'espace, différents facteurs d'environnement susceptibles d'expliquer ces variations : température, salinité, abondance du stock, croissance individuelle, effort de pêche. La température est le seul facteur dont les effets sont concordants sur les quatre espèces, dans le temps et l'espace : les températures froides sont associées à une maturité plus tardive. Ce résultat semble nouveau à une échelle aussi fine. En outre, dans le cas de la morue nous détectons un lien entre croissance et maturité : les cohortes atteignant de plus grandes tailles à trois et quatre ans ont une maturité plus précoce. Nous évaluons les conséquences des variations observées sur le potentiel reproducteur du stock et sur l'évaluation qui en est faite, et sur le protocole d'échantillonnage pour ce type de données.

Références bibliographiques

KIRKPATRICK M., 1993 –

« The evolution of size and growth in harvested natural populations ». in T. K. Stokes, J. M. McGlade, et R. Law, eds. *The exploitation of evolving resources. Lecture Notes in Biomathematics*, 99, Springer-Verlag, Berlin : 145-154.

OVERHOLTZ W. J., 1993 –

Harvesting strategies and fishing mortality reference point comparisons for the Northwest Atlantic stock of atlantic mackerel (*Scomber scombrus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50 : 1749-1756.

Écologie adaptative du poisson-chien *Hydrocynus brevis* (Pisces, Characidae) dans la plaine inondable du Delta Central du Niger (Mali)

Tiéma Niaré

Vincent Bénech

L'écologie adaptative de *Hydrocynus brevis*, characidae très important dans les captures du Delta Central du Niger, est étudiée à partir de données collectées en 1990-1991 puis en 1995 et 1996 dans différentes régions deltaïques, caractérisant la diversité de biotopes de cet hydrosystème. Le cycle annuel de croissance de ce poisson prédateur se caractérise par une reprise précoce dès le mois d'avril. Il est marqué par une brève période de ralentissement de novembre à février. Ichtyophage, le régime alimentaire de cette espèce explique le faible contraste saisonnier de son état d'embonpoint. La taille de première reproduction présente une variabilité géographique. Elle est plus grande à l'aval qu'à l'amont où on note également la présence de « petits » reproducteurs intra-population. La fécondité de *H. brevis*, très élevée (en moyenne 250 000 œufs kg⁻¹ P.V.) et également variable inter-zones, présente une liaison positive de type allométrique avec le poids ou la longueur standard. L'effort de reproduction de l'espèce fluctue aussi en fonction des zones du delta. Cette plasticité phénotypique correspond à une exploitation optimale de l'hétérogénéité du milieu. Elle confère à cette espèce piscivore une plus grande capacité de résilience et donc d'adaptation dans un environnement peu prévisible comme le Delta Intérieur du Niger.

Construction d'indices de préférendum d'habitat par modélisation linéaire : exemple d'application aux communautés démersales de Guinée

Natacha Rougeron

Didier Gascuel

Eric Morize

La modélisation en analyse de variance permet de relier l'abondance d'une communauté ichthyologique à des facteurs qui influent significativement sur sa répartition spatiale : bathymétrie, nature du fond, paramètres hydrologiques, (...). Dans un premier temps, une transformation logarithmique préliminaire des données d'abondance est généralement nécessaire pour prendre en compte les caractéristiques des processus et variables étudiés. L'analyse de variance conduit ensuite à sélectionner les facteurs qui ont un effet *significatif* et qui *expliquent une part non négligeable de la variance des abondances*. L'existence d'éventuels effets croisés entre facteurs est également testée. Un indice d'abondance de la communauté peut dès lors être défini en fonction des effets statistiques des facteurs sélectionnés. Ceci correspond à décrire un préférendum d'habitat ; la valeur prédite de l'abondance, estimée à partir des facteurs de l'environnement, peut être considérée comme un indice d'habitat.

La méthode est appliquée aux données de chalutage issues de deux campagnes scientifiques (saison sèche et humide) menées en 1992 et 1993 sur le plateau continental guinéen. Les indices sont calculés pour chaque communauté écologique, en s'appuyant sur la typologie de Domain et Morize (1997). À titre d'illustration de la méthode, on présente les résultats obtenus pour la communauté des Sparidés

présente sur les profondeurs intermédiaires du plateau continental. La répartition spatiale de cette communauté varie selon la saison, avec une répartition plus en profondeur lors de la saison humide que lors de la saison sèche. Outre le facteur bathymétrie, la nature du fond et la latitude influent significativement sur l'abondance de la communauté. L'indice d'habitat est ainsi estimé par un modèle à trois facteurs (bathymétrie, nature du fond, latitude) qui explique de l'ordre de 40 % de la variance des abondances logarithmiques. Les représentations cartographiques des résultats des différents modèles retenus, comparées à celles des abondances observées, permettent de vérifier la validité des relations obtenues.

Plus généralement, la répartition spatiale des communautés démersales décrites dans la zone considérée est essentiellement influencée par la profondeur. En fonction de la communauté, le modèle peut associer ce facteur à d'autres, de type hydrologique ou géographique. La répartition de la communauté à Scianidae est par exemple modélisée par un modèle à deux facteurs croisés, bathymétrie et salinité de fond, expliquant 60 % de la variance des abondances.

On souligne pour conclure les limites et améliorations possibles de la méthode. En particulier, le jeu de données ne couvre que partiellement certaines des communautés considérées et n'inclut qu'un nombre limité de facteurs explicatifs potentiel. L'utilisation d'autres outils de modélisation de type GLM (Generalised linear model) et GAM (General additive model) pourrait aboutir à des modèles plus satisfaisants.

Les marais salés de la baie du Mont Saint-Michel en tant que nurserie pour les jeunes bars (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758)

Pascal Laffaille

Jean-Claude Lefeuvre

Eric Feunteun

Le bar commun (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758) est une des espèces commerciales la plus exploitée sur la façade Atlantique européenne. Si de nombreuses études concernent la conservation, la pêche et l'élevage en captivité de cette espèce, peu de travaux ont été consacrés à l'écologie alimentaire dans les zones de nurseries. Or celle-ci influe directement et indirectement sur le recrutement et la variabilité des stocks de poissons. En baie du Mont Saint-Michel, le bar est une des espèces piscicoles les plus abondantes essentiellement à des jeunes stades. Les formes juvéniles du groupe 0+ et 1+ se rencontrent jusque dans les chenaux des marais salés intertidaux. Entre mars 1996 et novembre 1998, ces jeunes bars ont été capturés mensuellement à l'aide de verveux, dans quatre sites différents répartis sur 15 km. L'activité trophique des individus échantillonnés a été étudiée, tant au niveau quantitatif que qualitatif.

Les jeunes bars sont présents dans les marais salés intertidaux essentiellement entre les mois de mars, période de leur recrutement, et de novembre. Ils pénètrent avec le flot dans les chenaux lors des marées de vives eaux et repartent en mer avec le jusant. Lors du flot, le nombre de poissons possédant un estomac vide diminue. En effet, les bars se nourrissent alors essentiellement de mysidacés transportés par la marée. Lors du jusant, pratiquement tous les estomacs sont pleins de crustacés amphipodes résidents des marais, les *Orchestia gammarella*. Le comportement opportuniste adapté aux proies les

plus disponibles est ainsi confirmé. De plus, on estime que lors de chaque marée, chaque bar prélève en moyenne près de 8 % de son poids frais en proies provenant des marais salés. Les résultats obtenus permettent de quantifier le rôle de nurserie joué par les marais intertidaux de la baie du Mont Saint-Michel vis-à-vis du bar. L'impact de certains usages de la baie est aussi discuté sur la base des variations spatio-temporelles observées.

I Recrues fluviales et structure de la population d'anguilles à l'échelle d'un bassin versant du nord de la Bretagne : le Frémur

Anthony Acou

Béatrice Mounaix

Jérôme Guillouët

Antoine Legault

Peu d'études ont pu appréhender les conséquences de la restauration des voies de migration anadromes sur les populations d'anguilles sédentaires, à l'échelle d'un bassin versant. Depuis septembre 1996, un petit fleuve côtier du nord de la Bretagne (60 km²) fait l'objet d'une étude dont l'un des buts est de mettre en relation le recrutement fluvial des anguillettes et les paramètres de la population d'anguilles, à l'échelle du bassin versant.

L'aménagement de deux obstacles infranchissables, les barrages du Pont es Omnes (4 m de haut) et du Bois Joli (14 m de haut), permet un suivi des captures des anguillettes depuis septembre 1996. Parallèlement, un marquage de masse à la calcéine a été effectué sur toutes les anguilles migrantes capturées au niveau des deux pièges, et dont la taille est inférieure à 140 mm entre avril et septembre 1998. Chaque automne, des campagnes de pêche électrique et verveux sont réalisées sur environ 30 stations qui s'échelonnent le long du bassin versant représentant 2 % du linéaire du cours d'eau.

En 1997, les captures effectuées ont été faibles (N = 2 049 au Pont es Omnes; N = 3 454 au Bois Joli) alors qu'en 98 se sont respectivement 68 (N = 22 000 individus) et 62 kg (N = 28 000 individus) d'anguillettes qui ont été capturées, avec une taille moyenne qui diminue significativement entre les deux pièges (122 mm pour le

Bois Joli et 129 mm pour le Pont es Omnes). Ceci suggère : (i) un échappement des anguilles de l'année caractérisées par des tailles qui se situent aux alentours de 120 mm, (ii) une sédentarisation et/ou mortalité des classes de taille plus importantes dans la retenue du Pont es Omnes qui sépare les deux obstacles. 13 000 individus ont pu être marqués au Pont es Omnes et 9 000 au Bois Joli. Les premières recaptures ($N = 113$) réalisées en automne 98 grâce aux pêches électriques sont mises en relation avec les paramètres abiotiques (habitats, distance à la mer, distance aux obstacles) et biotiques (structure de population, densité, biomasse).

Étude par radiopistage de la mobilité des reproducteurs d'une espèce de poisson-chat (*Clarias anguillaris*) dans la plaine inondée du Delta Intérieur du Niger

C. Hérissé

Vincent Bénech

Sept *Clarias anguillaris* reproducteurs (0,9 à 3 kg) ont été suivis par radiopistage dans la plaine inondée du Delta Intérieur du Niger où ces poissons-chats migrent pour se reproduire au moment de la période de crue du fleuve. Le milieu est peu profond (max. 4 m), de faible conductivité (30-40 microS/cm) et la température de l'eau est élevée (27-31 °C). Nous avons choisi des émetteurs construits par ATS (48-49 MHz; antenne enroulée; option température; 90 jours d'émission), implantés chirurgicalement dans la cavité abdominale des poissons. La portée de 300 m s'est avérée un peu trop limitée pour un plan d'eau aussi étendu où la progression en bateau est rendue difficile par la faible profondeur et les formations végétales très denses. Le repérage à partir de berges quasiment inexistantes étant impossible, les localisations des poissons sont réalisées par la méthode du « homing in » en utilisant une petite embarcation équipée d'un moteur électrique silencieux.

Un comportement d'évitement est observé dans 6 % des cas seulement. Le temps de suivi effectif de 335 heures est réparti en plusieurs cycles de 24 heures, au cours desquels 238 localisations sont situées chacune dans une aire d'environ 10 m². L'itinéraire de chaque *Clarias* est ainsi précisément connu avec une description du milieu de chaque aire de repos. Les poissons sont relâchés 24 heures après l'implantation, en bordure de plaine inondée, près d'un petit

chenal reliant le fleuve à une mare. Quatre individus sont retournés au fleuve seulement trois jours plus tard, les autres après 12 à 21 jours. La mobilité varie selon les individus qui ont parcouru un trajet quotidien moyen de 143 m à 7 260 m et exploré une aire de 3 ha à 278 ha (« domaine vital » ; méthode du polygone convexe). Nous avons enregistré des vitesses atteignant 3,5 km/h mais de courte durée (13 à 21 minutes); les vitesses élevées sont observées de 12 h 00 à 01 h 00, sans influence apparente de l'alternance jour/nuit. On ne constate pas de rassemblements de poissons, sauf dans le cas d'une femelle à reproduction activée par une injection d'hormone (HCG), observée en groupe pendant la nuit, dans une zone peu profonde, sans comportement de fraie bien évident. La température du poisson a toujours été quasiment égale à celle du fond indiquant la situation benthique habituelle de l'espèce.

Les aires de repos sont principalement situées dans les zones d'eau libre les plus profondes, et secondairement dans les zones de moins de 1,5 m partiellement ou complètement recouvertes par les hélophytes (*Echinochloa stagnina* et *Vossia cuspidata*). Ces *Clarias* reproducteurs étaient rarement localisés dans les rizières. Deux situations sont identifiées en ce qui concerne la concentration en oxygène : une faible concentration (>2 mg O₂/l) quelle que soit la profondeur, et une concentration plus élevée (>3,5 mg/l) pour des profondeurs de plus de 1,7 m. Ainsi, les localisations par radiopistage montrent une large occupation de tous les habitats benthiques de la plaine inondée et des chenaux à l'exception des rizières. Les trajets individuels qui aboutissent toujours à un retour au fleuve suggèrent que ces reproducteurs ont un comportement exploratoire correspondant à une simple incursion dans la plaine inondée en relation avec la reproduction.

**Compétition ou
coopération, tactiques
et stratégie, innovation
et apprentissage,
rentabilité (...) :
les pêcheurs exploitent
l'espace**

partie 2

**Président : C. Chaboud
Rapporteur : A. Biseau**

Hétérogénéité spatiale et tactiques de pêche

Approche des comportements de pêche
à l'aide d'un modèle individu-centré

Laurent Millischer
Modélisateur

Didier Gascuel
Écologue

■ Introduction

Une répartition spatiale hétérogène de la ressource implique, pour les pêcheurs, une incertitude liée à leurs probabilités de capture. Cette incertitude apparaît à différentes échelles, correspondant aux échelles d'agrégation de poisson (banc, cluster, population), c'est-à-dire aux différentes échelles d'hétérogénéité. On se concentre ici sur une « méso-échelle », correspondant à l'agrégation de bancs en collection de bancs (clusters). À cette échelle, les pêcheurs doivent faire face à une incertitude portant sur leur probabilité de trouver un banc (ou plus généralement, une agrégation de poissons) dans une unité spatio-temporelle donnée. Leurs tactiques d'exploitation de l'espace visent précisément à réduire cette incertitude, par le repérage des clusters, ou plus simplement des zones riches en bancs.

L'habilité des pêcheurs à un tel repérage, ce que Laurec (1977) nommait la « capacité stratégique » (Cs), représente une part importante dans la constitution de leur puissance globale de pêche (Pg), qui mesure l'efficacité de leur effort de pêche. L'étude de ce paramètre Pg a été l'objet d'une abondante littérature (Robson, 1966; Laurec, 1977; Laurec et Le Guen, 1981; Hilborn et Walters, 1992;

Gascuel *et al.*, 1993 ; Millischer et Gascuel, 1998 ; Millischer *et al.*, 1999). Mais la difficulté centrale à laquelle se heurte la mesure de cette efficacité réelle des navires réside en ce que de nombreux facteurs qualitatifs sont impliqués dans sa constitution (Hilborn, 1985) : expérience et apprentissage des pêcheurs, connaissance incomplète du milieu, compétition ou coopération entre pêcheurs, échanges d'informations. De plus, opérant à une échelle individuelle, ces facteurs rendent très difficile, ou très approximative, une approche analytique.

On se propose d'aborder ici ces questions de manière théorique à partir d'un simulateur rendant compte des comportements individuels des pêcheurs.

■ Méthodes : présentation du simulateur « Marlon » (Marine laboratory for organized networks)

Principes et objectifs de simulation

Ce travail se base sur deux hypothèses générales. Tout d'abord, on considère l'efficacité de pêche d'une flottille comme le résultat émergent de l'interaction des comportements individuels des pêcheurs. D'autre part, ces comportements individuels résultent de la confrontation de trois composantes : une composante « informative », traduisant les échanges d'information entre navires ; une composante « connaissance », qui se réfère à la connaissance imparfaite du milieu et à la capacité d'apprentissage des pêcheurs ; une composante « directive », renvoyant au comportement individuel des pêcheurs face à la législation de l'activité de pêche, ou à toute organisation collective de cette activité. Ces trois composantes sont liées à la nature des relations entre acteurs du « système pêche » (Breton et Diaw, 1992) : entre pêcheurs (composante informative) ; entre un pêcheur et la ressource (composante « connaissance ») ; et entre un pêcheur et la structure d'autorité, quelle qu'elle soit (composante directive).

Cette seconde hypothèse revient donc à représenter les comportements individuels de pêche comme des points (ou des trajectoires) dans le triangle des trois composantes dont ils sont un arrangement (fig. 1).

Une première étape de simulation consiste à travailler avec des « flottilles pures », composées d'individus identiques dont les comportements de pêche ne sont dirigés que selon une des composantes. Nous présentons ici une première approche des composantes informative et « cognitive ».

Ainsi, l'objectif de ce travail est, d'une part, de proposer un formalisme pertinent pour représenter les transferts d'information au sein d'une flottille et les attributs de connaissance du milieu des pêcheurs, et d'autre part, de mesurer l'impact de ces phénomènes sur l'efficacité de pêche de la flottille, pour une organisation spatiale donnée de la ressource. Étant donné l'échelle considérée, l'organisation spatiale de la ressource doit être interprétée ici comme la distribution spatiale de la probabilité de trouver un « banc » disponible au sein d'une unité spatio-temporelle. Pour cela, un simulateur multi-agent a été mis en œuvre, à l'aide du langage orienté objet

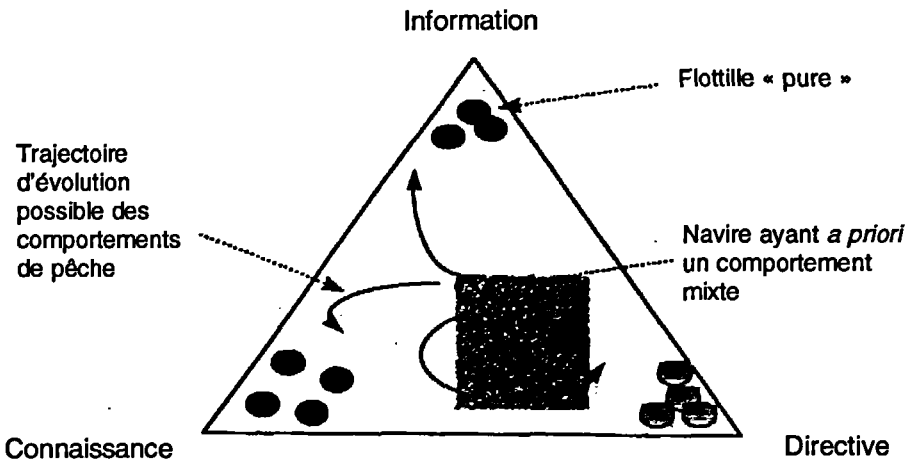


Figure 1
Représentation des comportements individuels de pêche.

Java (fig. 2). Ce simulateur permet d'expérimenter différents scénarios de comportement individuel de pêche, au sein d'une flottille « virtuelle », modélisée explicitement par ces éléments individuels que sont les navires (Millischer et Gascuel, 1998). Comme moyen de tester dans le temps et d'expérimenter des modèles de comportement individuel, ce simulateur vise donc à constituer un « laboratoire virtuel ».

La modélisation par système multi-agent

Les systèmes multi-agents (SMA) sont basés sur une représentation spatio-temporelle discrète d'un système réel, par les éléments individuels qui le composent - les « agents » du système - et par les interactions existant entre ces individus (Ferber, 1995 ; Coquillard et Hill, 1997). Ce type de modélisation apparaît donc particulièrement adapté pour l'approche de phénomènes locaux, et l'appréhension des échelles individuelles.

Un « agent » consiste en un processus informatique autonome, capable de percevoir et de réagir aux variations de son environne-

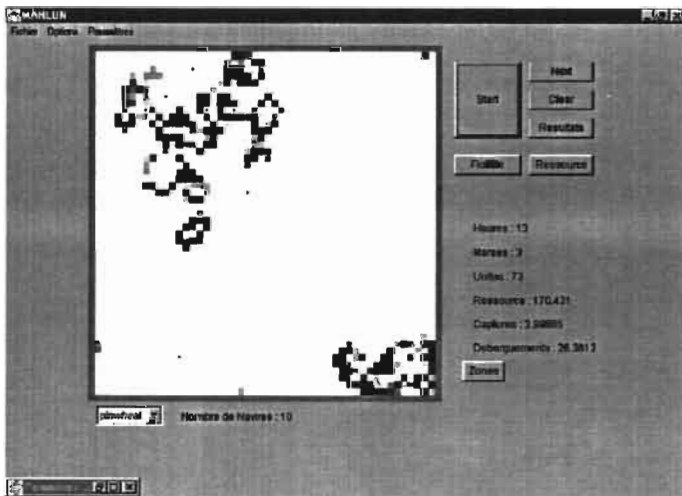


Figure 2
Interface du simulateur.

ment, et dont le comportement est défini pour chaque phase de son évolution, par le biais d'un algorithme (Ferber, 1997). Chaque agent du système est donc défini par ses méthodes, ou fonctions, qui guident ses actions dans et sur son environnement, ainsi que par ses attributs, lui permettant de mettre en œuvre ces actions (fig. 3).

Jusqu'à présent, les modèles de simulation de pêche (Allen et MacGlade, 1986; Hilborn et Walters, 1987; MacGlade, 1989; Allen, 1991; Laloë et Samba, 1991; Laurec *et al.*, 1991) ont modélisé des flottilles de pêche composées d'individus interchangeables, définis par un comportement moyen, sans prendre en compte les interactions et prises de décisions individuelles. L'utilisation des systèmes multi-agents permet, au contraire, d'aborder ce type de modélisation des processus individuels. De plus, les SMA permettent un couplage aisé des paramètres quantitatifs et qualitatifs, lors de l'implémentation du modèle (Ferber, 1997). Or, la représentation des comportements individuels, et de leur déterminisme, ne peut se passer d'hypothèses qualitatives portant sur la structure et l'organisation d'une flottille (Hilborn, 1985). Plus précisément, la modélisation par SMA apparaît comme un outil d'approche quantitative (c'est-à-dire modélisatrice) de phénomènes essentiellement qualitatifs.

Le SMA présenté ici consiste en une pêche virtuelle, où une flottille de pêche, représentée explicitement par ces agents autonomes « navire », évolue dans un environnement spatialement explicite en deux dimensions. L'« espace » consiste ici en une grille carrée (81 par 81), constituée d'un réseau de cellules à huit voisins, dans lequel

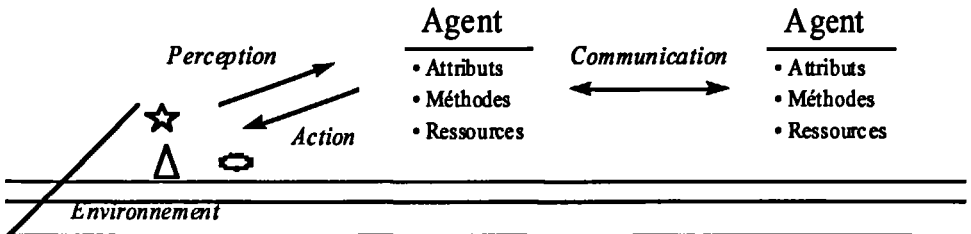


Figure 3
Schéma de fonctionnement d'un système multi-agent
(repris de Ferber, 1997).

est distribué un ensemble de « patchs » de ressource. Les agents, dits « situés », sont capables de se repérer dans la grille par leurs coordonnées, et de repérer les caractéristiques (présence ou non de ressource) des cellules appartenant à leur voisinage immédiat (fig. 4). De plus, l'espace est scindé en neuf sous-zones de surface égale (27 par 27), distinguées par les agents, et dont ils connaissent la localisation de la cellule centrale.

Il s'agit ici d'identifier, et quantifier, les facteurs individuels, *a priori* qualitatifs, responsables des modifications de la puissance de pêche des navires. C'est pourquoi les conditions de simulation sont simplifiées au maximum : on se place dans le cas d'une ressource unique, c'est-à-dire d'une cible unique, que cette cible soit une espèce, une cohorte, une catégorie commerciale... De plus, l'objectif de capture est constant et identique pour tous les agents « navire ». L'effort nominal utilisé pour remplir cet objectif constitue alors une mesure de l'efficacité de pêche des navires.

Distribution spatiale de la ressource

Dans un souci de simplicité, les simulations sont menées avec une ressource statique et non renouvelable. La distribution de la res-

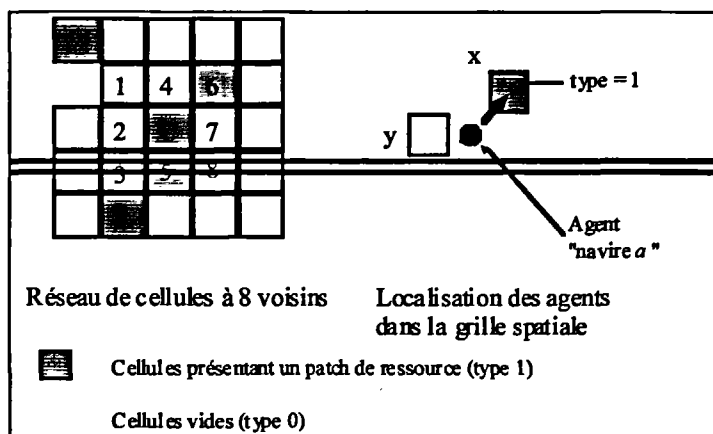


Figure 4
Grille spatiale du simulateur.

source (c'est-à-dire la distribution des « patches ») est caractérisée par un coefficient d'agrégation Ca , calculé selon :

$$Ca = \frac{\sum_{i=5}^8 N[1][i]}{N[1]}$$

avec : $N[1][i]$, le nombre de cellule de type 1 (présence d'un patch de ressource) possédant i cellules de type 1 dans son voisinage ; $N[1]$, le nombre total de cellules de type 1.

Ce coefficient permet de contrôler le niveau d'agrégation de la ressource lors de l'initialisation, menée par l'intermédiaire d'un algorithme d'agrégation, qui, à partir d'une initialisation aléatoire, agrège les patches de ressource jusqu'à obtenir la valeur de Ca souhaitée. Les simulations sont ainsi menées pour un niveau d'agrégation initiale de la ressource donné, et comparées entre elles pour une cartographie d'agrégation donnée (fig. 5). Le nombre total de patches distribués sur la grille spatiale est égal à 656 (10 % de cellules de type 1).

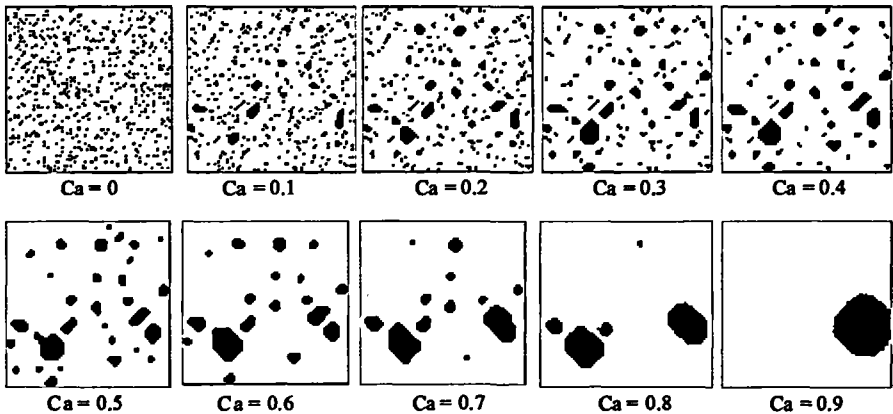


Figure 5
Cartographie d'agrégation de la ressource, obtenue à l'aide de l'algorithme d'agrégation utilisé lors des simulations.

Les agents « navire »

La flottille est composée de 10 agents « navires » autonomes. Chaque agent possède une série d'attributs, pouvant être remis à jour à chaque pas de temps :

- k , le numéro permettant d'identifier l'agent ;
- le type de l'agent, caractérisant sa méthode de recherche ;
- s_k , la cellule (repérée par ses coordonnées cartésiennes) où est localisé l'agent ;
- z_k , la sous-zone de l'espace où est localisée s_k ;
- $E[s_k]$, l'état (présence ou absence d'un patch de ressource) de la cellule où est localisé l'agent (variable booléenne 0 ou 1) ;
- $[E]_k$, l'état des 8 cellules immédiatement adjacentes à s_k ;
- Pl_k , la puissance locale de l'agent, c'est-à-dire sa capacité de prélèvement d'un patch de ressource ;
- $[s]_k$, la trajectoire de l'agent depuis le début de la simulation ;
- $[C]_k$, l'historique des captures de l'agent depuis le début de la simulation.

À chaque pas de temps, le comportement des agents se décompose selon deux types d'activité possibles : pêcher dans la cellule présente, si elle est de type 1 (présence d'un patch de ressource), ou se déplacer vers une cellule adjacente. Dans le premier cas, l'activité de pêche est ici réduite à sa plus simple expression : il s'agit du prélèvement d'un pourcentage fixe (correspondant à la puissance locale Pl) du patch de ressource présent dans la cellule. Par simplification, $Pl = 1$ pour tous les agents, qui prélèvent donc la totalité d'un patch pêché. Ceci permet de se concentrer sur le paramètre de capacité stratégique (capacité à repérer des agrégats de bancs) Cs . Si plusieurs agents se trouvent au même instant dans la même cellule, la capture de chacun se fait au prorata du nombre d'agents. Dans le second cas, deux cas de figures peuvent se présenter :

- s'il existe au moins une cellule adjacente de type 1 ($\text{Max}[E]_k = 1$), l'agent s'y déplace, pour y pêcher le pas de temps suivant (si plusieurs cellules sont de type 1, l'agent choisit au hasard, parmi elles, sa destination) ;
- si $\text{Max}[E]_k = 0$: l'agent se déplace dans une cellule adjacente, choisie selon sa méthode de recherche.

L'objet des simulations présentées ici est précisément de comparer l'efficacité relative des trois méthodes de recherche.

La première définit un premier type d'agent, considéré comme référence. Il s'agit d'une recherche aléatoire, définissant des agents purement réactifs, incapables de communiquer, ou de « raisonner » leur recherche.

À partir de ce comportement simple, deux types d'agents « cognitifs » sont implémentés. Le comportement de recherche aléatoire y est alors orienté par l'adjonction d'une capacité d'échanges d'informations entre agents d'une part, et d'un savoir individuel local d'autre part. Ces agents « cognitifs » possèdent donc un attribut supplémentaire « s_k », donnant une direction à leur déplacement, et dont la valeur est déterminée par leur méthode de recherche.

Comportement informatif

L'information se transmet d'un agent à l'autre par l'intermédiaire de listes d'accointances définissant des réseaux d'information, dans lesquelles chaque agent peut consulter à tout moment les résultats de pêche et la localisation de ses partenaires, appartenant à un même réseau. Deux types d'informations, correspondant à deux degrés de précision, peuvent être échangés. Cette distinction reproduit la structuration des réseaux d'échanges d'information que l'on peut observer au sein d'une flottille réelle (Pichon, 1992). D'une part, les agents « informatifs » s'échangent leurs localisations respectives en termes de sous-zones (type A); d'autre part, ils s'échangent leurs localisations réelles (type B). Chaque agent k est alors capable de calculer la distance $d_{k,k'}$ (parcours le plus court) le séparant du centre de la sous-zone concernée (type A), ou de cette localisation $s_{k'}$ (type B). L'attractivité, pour un agent k , d'une information émanant d'un agent k' , est alors fonction de cette distance $d_{k,k'}$, de $[C]_k$, et de $[C]_{k'}$.

À chaque pas de temps t , chaque agent k , possédant N partenaires de réseau, calcule la meilleure performance passée de ses partenaires :

$$\beta_k[t] = \text{Max}_{k'=1 \rightarrow N} \left(\frac{\sum_{i=0}^{d_{k,k'}[t]-1} C_{k'}[t-1-i]}{2 \cdot d_{k,k'}[t]} \right)$$

La performance de chaque agent k' informant k est ainsi égale à sa capture moyenne sur les $d_{k,k'}$ pas de temps passés : plus k' est éloigné de k , plus le calcul de sa performance va loin dans le passé. Rappelons que le paramètre $d_{k,k'}$ désigne une distance en nombre de cellules, donc correspondant également à un nombre de pas de temps de déplacements. D'autre part, pour être comparable aux performances passées de k , cette capture moyenne de k' est divisée par deux, afin de tenir compte de l'espérance de capture *a priori* nulle que k peut attendre durant les $d_{k,k'}$ pas de temps suivant s'il suit l'information émanant de k' , durant lesquels k se rend vers $s_{k'}$, ou $z_{k'}$. Le paramètre β_k correspond donc au gain que peut espérer k durant les $2 \cdot d_{k,k'}$ pas de temps suivants : gain nul durant les $d_{k,k'}$ premiers pas de temps, correspondant au coût de déplacement de k vers $s_{k'}$, ou $z_{k'}$, et gain égal à celui de k' durant les $d_{k,k'}$ pas de temps suivants.

L'agent k compare alors cette grandeur à la meilleure de ses propres performances passées, qu'il calcule en fonction du meilleur résultat de ces partenaires :

$$\alpha_k[t] = \text{Max}_{\sigma=0 \rightarrow 2 \cdot d_{k,k_{\max}}[t]-1} \left(\frac{\sum_{j=0}^{\sigma} C_k[t-1-j]}{\sigma+1} \right)$$

avec k_{\max} le numéro de l'agent présentant la meilleure performance passée parmi les partenaires de k . Cet agent k_{\max} est donc celui à partir duquel l'agent k calcule l'indice β_k :

$$\beta_k[t] = \frac{\sum_{i=0}^{d_{k,k_{\max}}[t]-1} C_{k_{\max}}[t-1-i]}{2 \cdot d_{k,k_{\max}}[t]}$$

Une fois k_{\max} déterminé, k vérifie, par l'intermédiaire de l'indice α_k qu'il n'a jamais fait mieux que k_{\max} sur les $2 \cdot d_{k,k_{\max}}$ pas de temps précédents. Ces calculs d'indices tiennent donc compte à la fois des coûts de déplacements, des probabilités d'épuisement local de la ressource liées aux grandes distances d'émission de l'information, et ce pour chaque agent partenaire.

La décision de suivre une information, c'est-à-dire de se diriger vers un $s_{k'}$, ou un $z_{k'}$, se prend finalement sous deux conditions :

- k est en situation de recherche (absence de ressource en s_k et son voisinage);
- $\beta_k[t] > \alpha_k[t]$

La direction suivie est alors :

- $s'_k[t] = s_{k_{\max}}[t]$ (ou, dans le cas du type A : $s'_k[t] = Z_{k_{\max}}[t]$, avec $Z_{k_{\max}}[t]$ le centre de la zone $Z_{k_{\max}}[t]$).

Savoir local

Le savoir local des pêcheurs est représenté ici comme un simple élargissement de la perception des agents, dans laquelle ces derniers peuvent distinguer les patches isolés des patches agrégés. Cette représentation synthétise les aspects d'accroissement de capacité technologique et d'expérience pratique des pêcheurs. Pour une étendue de perception donnée, les agents calculent l'attractivité a_s de chaque cellule s , définie par :

$$a_s = \frac{\sum_{i=1}^9 E[s_i]}{d_s}$$

avec : $E[s_i]$: l'état de la cellule i , voisine de s ; d_s : la distance de l'agent à la cellule s .

La cellule maximisant cette grandeur est alors prise comme valeur de l'attribut s'_k (fig. 6).

Plan d'expérience

Pour chaque simulation, un objectif de capture est donné à chaque agent. Une fois cet objectif rempli, les agents cessent leur activité, et sortent de la flottille. L'indice d'efficacité de la flottille est alors donné par le temps moyen T d'activité d'un navire. Cet indice est comparé aux résultats d'une flottille aléatoire, permettant ainsi d'estimer un gain d'efficacité relatif des stratégies de recherche testées. Enfin, l'écart-type du temps d'activité est calculé (ET-Ind), donnant la dispersion individuelle de l'efficacité de pêche.

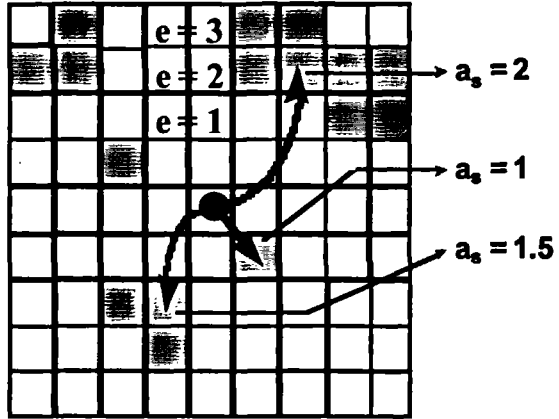


Figure 6

Impact de l'accroissement de l'étendue de perception locale sur les déplacements d'agents (e : étendue de perception ; a_s : attractivité de la cellule s).

Les paramètres à tester ici sont, d'une part, la taille des réseaux d'information, pour chacun des types A et B, et, d'autre part, la valeur d'étendue de perception individuelle des agents, en fonction du niveau d'agrégation initial C_a de la ressource. Pour chaque valeur de paramètres, un échantillon de 50 simulations est réalisé, permettant d'estimer une valeur moyenne de T et de $ET\text{-}Ind$, et un écart-type d'estimation. L'ensemble des résultats présentés ici est donc établi en moyenne, sur cet échantillon de 50 simulations.

Résultats

Comportement informatif

Trois tailles de liste d'information sont testées : 1 (cinq réseaux de deux agents informatifs « navires »), 4 (deux réseaux de cinq agents), et 9 (un réseau de 10 agents). Une taille égale à 0 corres-

pond à une flottille d'agents aléatoires. L'objectif de capture est identique pour tous les agents, égal à 50 patchs de ressource.

Pour les deux types d'information, l'intérêt d'un échange intensif d'informations entre agents augmente avec l'agrégation de la ressource. Les trois tailles de liste deviennent ainsi successivement efficaces vis-à-vis de la recherche aléatoire (fig. 7). Une liste de taille 1 (cinq réseaux de 2 agents dans la flottille) est au moins aussi efficace qu'une recherche aléatoire dès les premiers niveaux d'agrégation. Pour les tailles 4 (deux réseaux de 5 agents) et 9 (un réseau de 10 agents), il existe un effet trompeur de l'information pour les niveaux les plus faibles d'agrégation : entre 0 et 0,3 (type A), ou 0 et 0,2 (type B) pour une taille 4; entre 0 et 0,5 (type A), ou 0 et 0,4 (type B) pour une taille 9. L'information servant à repérer des agrégats, elle devient trompeuse dès lors qu'il n'existe pas ou peu d'agrégats. L'écart entre les résultats individuels s'accroît avec l'agrégation de la ressource dans le cas d'une recherche aléatoire ou faiblement informative (taille 1). L'existence de réseaux importants permet au contraire de restreindre cet écart, tout en améliorant l'efficacité globale de la flottille.

D'autre part, l'examen des écart-types d'estimation montre que l'augmentation de l'agrégation de la ressource constitue une source d'incertitude pour une recherche aléatoire ou faiblement informative (augmentation presque linéaire de l'écart-type d'estimation avec C_a pour les tailles 0 et 1). Au contraire, l'existence d'échanges importants finit par réduire cette incertitude pour les niveaux élevés d'agrégation : à partir de $C_a = 0.6$, pour une taille 9 (type A), et pour les tailles 4 et 9 (type B).

Finalement, l'existence de transferts d'information au sein de la flottille permet un gain d'efficacité relatif, pouvant aller jusqu'à 400 % (pour $C_a = 0,9$) dans le cas d'un réseau unique, échangeant une information à l'échelle de la cellule (fig. 8). Une recherche faiblement informative ne peut qu'augmenter l'efficacité de la flottille, mais dans une proportion relativement faible (jusqu'à 50 % de gain d'efficacité). Au contraire, l'augmentation de l'intensité des échanges d'information permet des gains très importants dans les fortes agrégations, mais au risque d'un effet trompeur de l'information pour les agrégations faibles. La séparation en deux réseaux de cinq agents semble, dans le cas présent, être le meilleur compromis.

Globalement, les deux types d'information (A et B) permettent des gains d'efficacité comparables, même si le type B reste généralement le plus efficace. Toutefois, cette efficacité globale de la flottille est à la fois la plus « distributive » (ET-Ind minimum) et la moins incertaine (écart-types les plus faibles) dans le cas du type B.

Type A (sous-zone)

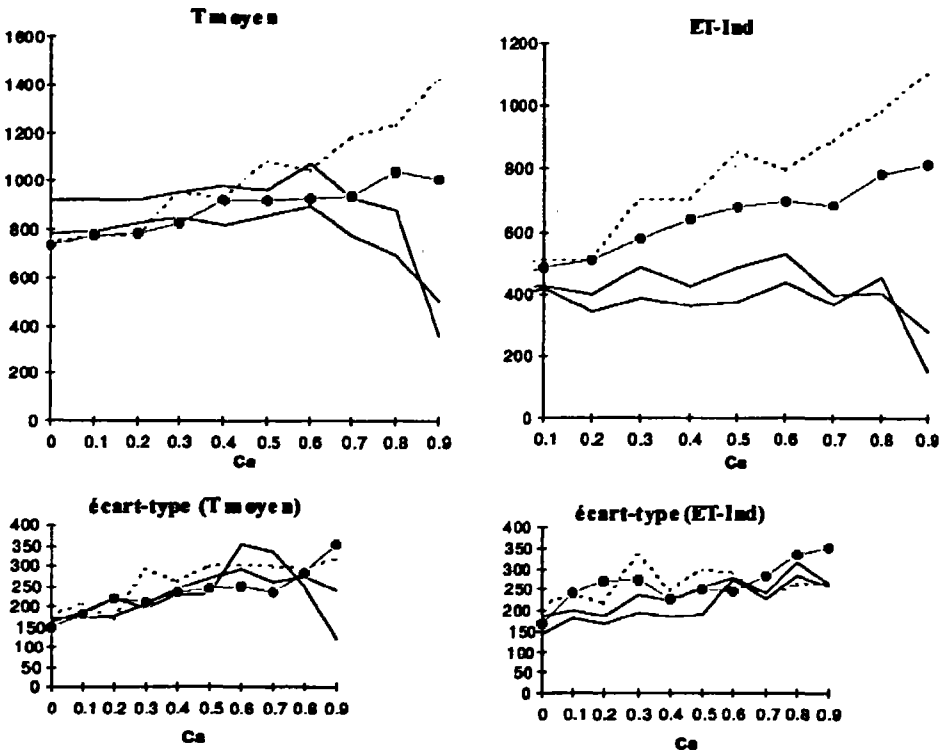


Figure 7 a
 Résultats moyens (sur 50 simulations)
 pour les stratégies informatives de types A
 (information par sous-zone) et B (information par cellule).
 Tmoyen : temps d'activité moyen d'un navire de la flottille ;
 ET-Ind : écart-type du temps d'activité au sein de la flottille ;
 Ca : niveau d'agrégation initiale de la ressource,
 fixé pour chaque simulation ;
 les écart-types donnés sous chaque résultat correspondent
 aux différences observées entre simulations,
 pour un échantillon de 50 simulations pour chaque paramètre.

Type B (cellule)

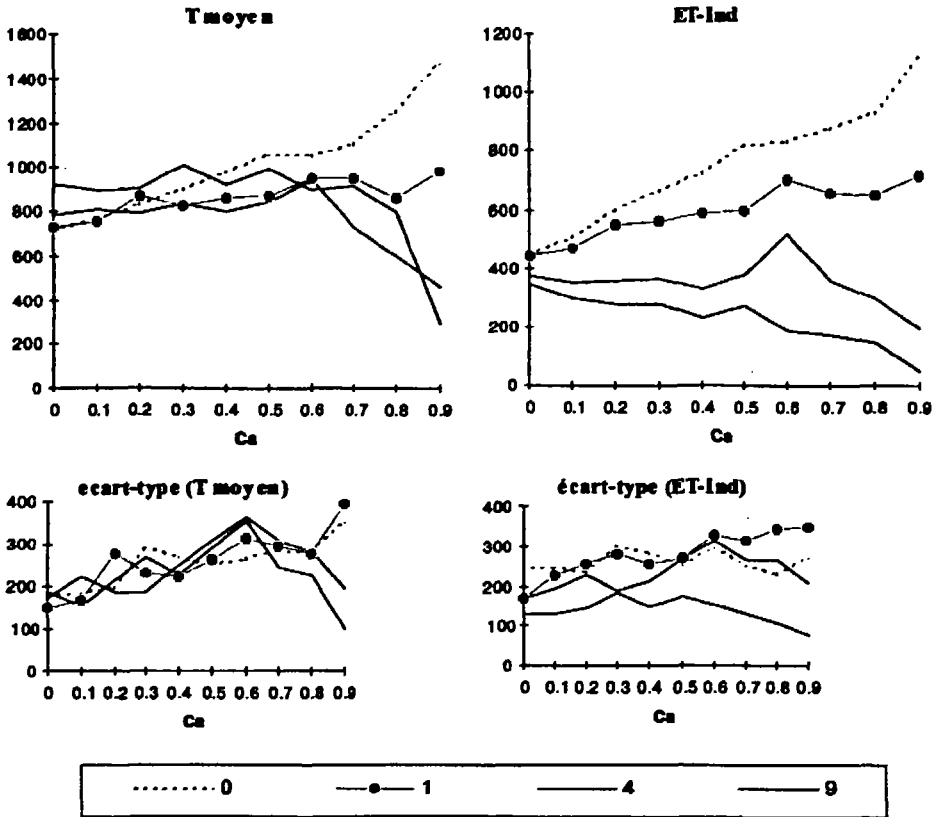


Figure 7 b
 Résultats moyens (sur 50 simulations)
 pour les stratégies informatives de types A
 (information par sous-zone) et B (information par cellule).
 Tmoyen : temps d'activité moyen d'un navire de la flottille ;
 ET-Ind : écart-type du temps d'activité au sein de la flottille ;
 Ca : niveau d'agrégation initiale de la ressource,
 fixé pour chaque simulation ;
 les écart-types donnés sous chaque résultat correspondent
 aux différences observées entre simulations,
 pour un échantillon de 50 simulations pour chaque paramètre.

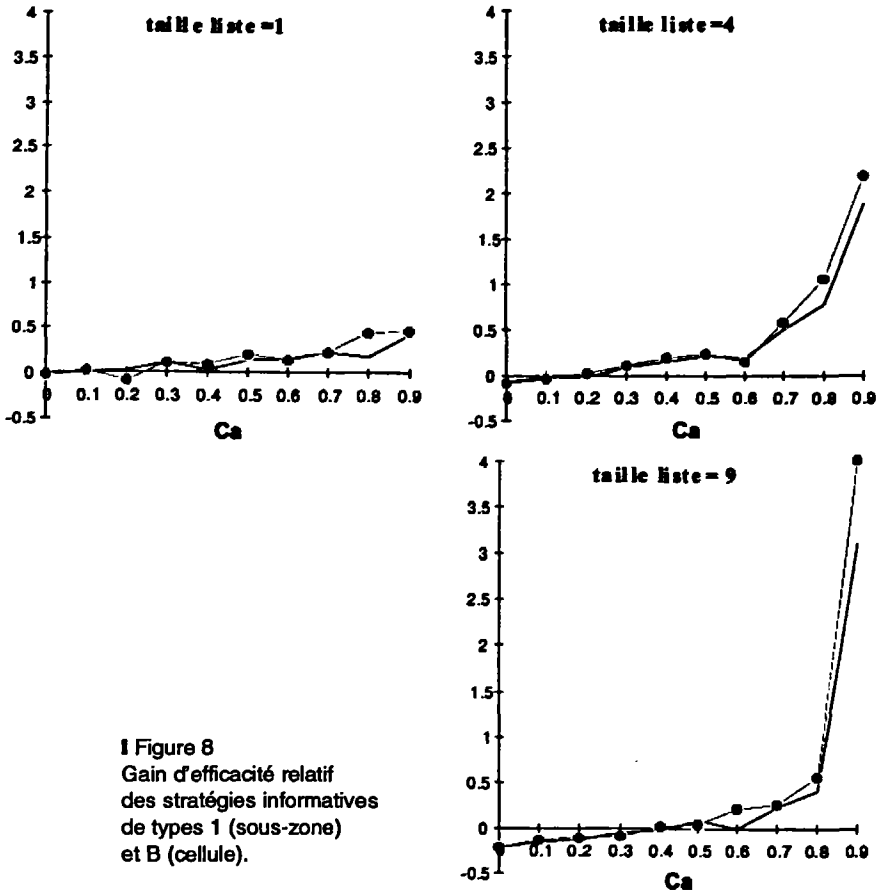


Figure 8
Gain d'efficacité relatif
des stratégies informatives
de types 1 (sous-zone)
et B (cellule).

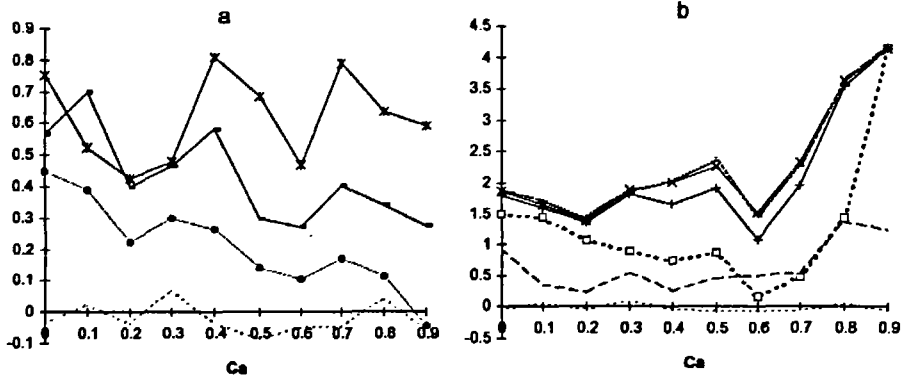
Savoir local

Neuf niveaux d'étendue de perception locale des agents sont testés ($e \in \{1, 2, 3, 4, 5, 10, 20, 40, 80\}$). L'étendue maximale ($e = 80$) correspond à une connaissance parfaite, à tout instant, de la répartition de ressource sur l'ensemble de la zone de pêche. L'étendue minimale ($e = 1$) correspond à une simple recherche aléatoire, à laquelle est ajoutée la capacité à distinguer les patches agrégés des patches isolés.

L'augmentation de l'étendue permet un accroissement net d'efficacité de pêche, quel que soit le niveau d'agrégation de la ressource. Le

gain d'efficacité relatif s'accroît ainsi avec la valeur d'étendue de perception locale, " par paliers " successifs (fig. 9). Il existe toutefois une dépendance du gain d'efficacité vis-à-vis du niveau d'agrégation. Pour les faibles valeurs d'étendue ($e \in [1; 4]$), cette dépendance est négative : l'accroissement de l'agrégation de la ressource rend de moins en moins efficace l'existence d'une perception locale élargie (fig. 9a), cette dépendance devenant positive à partir de $e = 5$ (fig. 9b). Ainsi, l'élargissement de la perception locale des agents permet d'abord d'orienter leur recherche aléatoire, et ensuite seulement, de repérer les fortes agrégations. Plus précisément, ce repérage des agrégats importants ne peut se faire qu'aléatoirement tant que l'étendue ne dépasse pas une valeur seuil (ici : $e = 5$).

Ici encore, les résultats obtenus mettent en évidence l'existence d'un compromis entre d'une part, le coût que peut représenter dans la réalité un tel élargissement de la perception locale (en termes d'investis-



Valeurs d'étendue e :

- 1 ●—— 2
- 3 ×—— 4
- - - - 5 □—— 10
- +—— 20 ×—— 40
- 80

Figure 9
Gain d'efficacité relatif permis pour différentes valeurs d'étendue de perception locale (a : $e \in [1,2,3,4]$; b : $e \in \{1,5,10,20,40,80\}$).

sement technologique), et le gain d'efficacité pouvant en résulter. Dans le cas présent, ce compromis peut être proposé pour $e = 4$, valeur pour laquelle le gain d'efficacité apparaît certain, quel que soit le niveau d'agrégation de la ressource, tout en restant relativement peu coûteux.

Conclusion

Impact des stratégies individuelles sur l'efficacité de la flottille

Le simulateur mis en œuvre permet d'expérimenter et de quantifier les variations d'efficacité de pêche induites par des stratégies de recherche de ressource différentes. On a ainsi pu montrer l'accroissement très net de l'efficacité de pêche de la flottille permis par les stratégies individuelles testées, dirigées par des échanges d'information ou par une simple perception locale élargie. Toutefois, ces résultats sont à compléter par des tests de sensibilité du simulateur. Notamment, la structuration, pour un niveau d'agrégation donné, du paysage de ressource, et l'objectif individuel de capture, sont *a priori* des paramètres importants à tester.

Au vu de ces résultats, information et savoir local semble intervenir à deux niveaux différents sur l'efficacité de pêche. D'une part, l'existence d'échanges d'information au sein d'une flottille permet de maximiser une espérance de gain liée à l'existence *a priori* d'une agrégation (situation que l'on trouve par exemple dans le cas des pêcheries thonières). Au contraire, l'existence d'un savoir local individuel permet de minimiser une incertitude liée aux variations d'agrégation de la ressource. Ainsi, le cumul de ces deux attributs doit permettre des accroissements d'efficacité de pêche à la fois certains et importants.

Intérêts et limites des systèmes multi-agents

L'utilisation des SMA permet l'approche des phénomènes complexes d'interactions entre individus qui, comme on l'a vu ici, constituent

une part essentielle de la dynamique d'une flottille. Par l'examen systématique de l'ensemble des paramètres impliqués dans les différents modèles de comportement, ce travail de simulation entend préparer l'étude de comportements individuels plus complexes, regroupant les deux composantes, d'information et de connaissance. Mais étant donné la sensibilité des SMA, cette étude simplificatrice apparaît être une étape nécessaire en vue d'un tel regroupement.

D'autre part, la simplification réside ici également dans l'absence de dynamique spatiale de la ressource. Mais là encore, confronter la dynamique de pêche, modélisée ici, à la dynamique d'une ressource exploitée ne peut se faire qu'en ayant au préalable exploré, dans des conditions suffisamment simples, les caractéristiques du modèle de flottille proposé. C'est là, sans doute, que réside la « faiblesse » des SMA : en ouvrant un champ de modélisation d'une grande complexité, ce type de modélisation rend nécessaire une approche avant tout, et fortement, simplificatrice des phénomènes qu'il entend aborder.

Bibliographie

ALLEN P.M., 1991 —

« Fisheries : models of learning and uncertainty ». *in* : Cury P., Roy C. eds. *Pêcheries ouest-africaines. Variabilité, instabilité et changement*. Orstom éditions, coll. colloques et séminaires : 377-389.

ALLEN P.M., MCGLADE J.M., 1986 —

Dynamics of discovery and exploitation : the case of the scotian shelf groundfish fisheries. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 43 : 1187-1200.

BRETON Y., DIAW C.M., 1992 —

« La variable sociale ». *in* : Brêthes J-C., Fontana A. (ed.), *Recherches interdisciplinaires et gestion des pêcheries*. Projet CIEO-890276, Centre international d'exploitation des océans, Halifax : 13-28.

COQUILLARD P., HILL R.C.D., 1997 —

Modélisation et simulation d'écosystèmes. Des modèles déterministes aux simulations à événements discrets. Masson, Paris, 273 p.

FERBER J., 1995 —

Les systèmes multi-agents. Vers une intelligence collective. Inter Éditions, 522 p.

FERBER J., 1997 —

« La modélisation multi-agents : un outil d'aide à l'analyse de phénomènes complexes ». *in* : *Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement*. Journées du Programme Environnement, Vie et Société du CNRS : 113-133.

- GASCUEL D., FONTENEAU A.,
FOUCHER E., 1993 —
Analyse de l'évolution
des puissances de pêche
par l'analyse des cohortes :
application aux senneurs exploitant
l'albacore (*Thunus albacares*) dans
l'Atlantique Est. *Aquat. Living
Resour.*, 6 : 15-30.
- HILBORN R., WALTERS C.J., 1987 —
A general model for simulation of
stock and fleet dynamics in spatially
heterogeneous fisheries. *Can. J. Fish
Aquat. Sci.*, 44 : 1366-1369.
- HILBORN R., WALTERS C.J., 1992 —
*Quantitative Fisheries Stock
Assesment. Choice, Dynamics and
uncertainty*. Chapman and Hall, New
York, 570 p.
- LALÔÉ F., SAMBA A., 1991 —
A simulation model of artisanal
fisheries of Senegal. *ICES Mar.
Sci. Symp.*, 193 : 281-286.
- LAUREC A., 1977 —
Analyse et estimations des
puissances de pêche. *J. Cons. Int.
Explor. Mer*, 37 : 173-185.
- LAUREC A., LE GUEN J.C., 1981 —
Dynamique des populations marines
exploitées. Tome 1 : concepts et
modèles. Rap. Scient. et techn. 45.
Publications du CNEOX.
- LAUREC A., BISEAU A.,
CHARUAU A., 1991 —
Modelling technical interactions.
ICES Mar. Sci. Symp., 193 : 225-236.
- McGLADE J.M., 1989 —
Integrated Fisheries Management
Models : Understanding the Limits
to Marine Resource Exploitation.
American Fisheries Society
Symposium, 6 : 139-165.
- MILLISCHER L., GASCUEL D.,
BISEAU A., 1999 —
Estimation of the overall fishing
power : a study of the dynamics and
fishing strategies of Brittany's
industrial fleets. *Aquat. Living
Resour.*, 12 (2) : 89-103.
- MILLISCHER L., GASCUEL D., 1998 —
Individual based modeling of fishing
tactics, ICES Annual Conference,
16-19 Sept. 1998, Cascais, Portugal,
ICES CM J : 14, 11 p.
- MILLISCHER L., MAURY O.,
GASCUEL D., 1998 —
L'estimation des puissances
de pêche par modélisation linéaire
des capturabilités. In : Biométrie
et halieutique, Journées de la Société
Française de Biométrie,
25-29 mai 1998, Rennes
(sous presse).
- PICHON J., 1992 —
*Les zones de pêche des chalutiers
bigoudens*. Thèse de doctorat de
géographie de l'Université de
Bretagne Occidentale, 298 p.
- ROBSON D.S., 1966 —
Estimation of the relative Fishing
Power of individual ships. *ICNAF
Research Bulletin*, 3 : 5-15.

Détermination spatiale de l'étendue d'un marché, méthode fondée sur la cointégration

L'exemple du marché du merlu en Bretagne

José Antonio Pérez Agúndez
Économiste des pêches

Introduction

La notion de marché a été développée par les économistes classiques en se détachant de la dimension spatiale. Le marché est donc pris en tant que notion abstraite qui encadre des échanges entre plusieurs agents économiques. L'explication de ces échanges, les situations d'équilibre et de déséquilibre ont été à la base des recherches concernant le marché. L'objet de ce papier est de prendre en considération la dimension spatiale en l'intégrant dans la notion de marché.

Cette dimension spatiale est prise en compte dans la notion de marché selon la définition donnée par Stigler (1969). Selon lui, « le marché est une aire géographique dans laquelle le prix d'un bien tend à l'uniformité, les différences étant expliquées par les coûts du transport ». Dans un tel cas, la notion de marché est complétée par une approche spatiale plus complexe. Les marchés ont, selon Stigler, une étendue spatiale déterminée par la convergence des prix.

Cette étude est fondée sur l'analyse des prix observés à l'intérieur de chaque criée. En les mettant en relation on pourra déterminer s'ils évoluent dans un même sens à long terme. Lorsque les

variables utilisées sont des processus non stationnaires la méthode économétrique de cointégration est devenue un outil courant pour déterminer l'étendue d'un marché (Ardeni, 1989 ; Goodwin and Schroeder, 1991 ; Gordon, Salvanes and Atkins, 1993 ; Asche, Salvanes and Steen, 1997 and Jaffry *et al.*, 1998). Cette méthode a été traitée dans la littérature en utilisant des espèces différentes pour un même marché afin de tester des interdépendances entre elles, voir Horowitz (1980), Stigler (1985), Benson and Faminow (1990) and Schrank and Roy (1991).

Le merlu nous sert de cas d'étude pour la détermination spatiale d'un marché. On étudie ici l'évolution des prix d'une seule espèce, le merlu, sur plusieurs marchés afin de déterminer s'il existe ou pas une évolution similaire des prix sur l'ensemble des marchés à long terme. Le marché est considéré dans notre étude à l'échelle de la première mise en vente ou criée.

On effectuera dans un premier moment des estimations en construisant des modèles bivariés afin d'avoir un premier élément sur les relations bilatérales entre les criées. Cependant, cette analyse étant restrictive, on élaborera des modèles multivariés en utilisant différentes séries de prix pour déterminer d'une manière plus ample si l'ensemble du marché breton de merlu peut être considéré cointégré et donc évoluant sous une même tendance.

Application au cas du merlu en Bretagne

Le merlu est une des espèces structurantes de la pêche en France et en Bretagne. Elle est toujours classée parmi celles qui ont un poids important pour le revenu des pêcheurs, d'où l'importance de l'étude de ce marché. Une très forte chute de la production a été observée depuis le début de la décennie. Comme on peut voir dans la figure 1, la production de merlu des années quatre-vingt tournait autour des 20 000 tonnes par an alors qu'en 1998, la production a été de 6 539 tonnes.

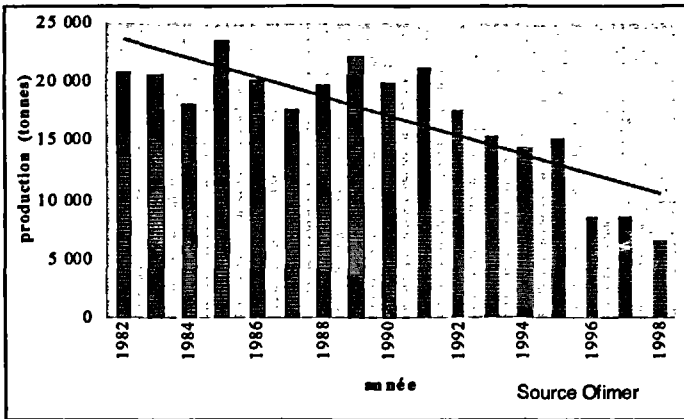


Figure 1
Production française de merlu.

Dans le tableau 1 on peut voir l'importance relative de la production de merlu par rapport aux principales espèces pêchées en France.

Le merlu est passé de l'espèce la plus importante en valeur de la pêcherie française à la sixième position de ce classement.

	1997		1998			1992	
	Quantité (T)	Valeur (MF)	Quantité (T)	Valeur (MF)		Quantité (T)	Valeur (MF)
Total production de poisson frais	283 900	4 107 958	291 475	4 310 631	Total production de poisson frais	283 900	4 107 958
Sole	7 426	467 317	7 073	462 172	Merlu	14 284	425 831
Baudroie	13 230	348 879	11 067	336 642	Langoustine	9 484	375 269
Langoustine	6 850	306 986	6 376	286 767	Sole	7 755	373 516
Morue	16 227	191 913	15 960	241 332	Baudroie	10 543	327 243
Anchois	13 567	145 581	25 408	219 044	Morue	11 469	175 523
Merlu	8 267	221 584	6 539	195 637	Bar	2 435	170 060

Tableau 1
Principales espèces produites en France.

Source Ofimer

Délimitation spatiale du marché du merlu en Bretagne

Dans cette étude, on prend comme échantillon des criées distribuées spatialement dans le sud de la Bretagne, lesquelles représentent, grosso modo, la moitié de la production nationale¹. Il est évident que l'aire maritime choisie peut s'avérer trop restrictive. Dans notre cas, il s'agit de déterminer uniquement si le marché breton² du merlu est cointégré.

Les données utilisées pour cette étude ont été obtenues auprès de l'Ofimer qui alimente et gère la base RIC³. On utilisera des séries de prix moyens mensuels ou bien des séries de prix hebdomadaires correspondant aux ventes de merlu par criée, toutes catégories confondues. On dispose d'information sur les 10 principaux ports de Bretagne produisant du merlu qui sont les suivants :

Classement*	Port	Quantité (tonnes)
1	LORIENT	1433
2	LATURBALLE	834
4	CONCARNEAU	798
5	LE GUILVINEC	701
9	SAINT GUENOLE	515
11	LOCTUDY	497
18	LESCONIL	177
21	DOUARNENEZ	93
22	QUIBERON	93
36	AUDIERNE	5

* classement de la criée par rapport au volume de ventes de merlu sur l'ensemble des criées de France.

Source Ofimer

Tableau 2
Production moyenne annuelle de merlu dans les principales criées en Bretagne (période 1994-1997).

¹ La production du nord de la Bretagne est négligeable.

² On a choisi uniquement les criées en Bretagne sud du fait de la faible production en Bretagne nord.

³ Réseau Inter Criée : base de données enregistrant toutes les ventes de produits de la mer des criées en France.

I Délimitation spatiale par méthodes de cointégration

Approche théorique

Le problème qu'on se pose est de déterminer si différents marchés peuvent être considérés comme intégrés selon la notion de marché au sens de Stigler. Autrement dit, il s'agit de tester si les prix des marchés retenus évoluent à long terme sous une tendance commune. Dans un tel cas, les marchés sont cointégrés et la zone géographique comprenant ces marchés est considérée comme un seul marché.

Lorsqu'une variable aléatoire possède une ou plusieurs racines unité elle nécessite d'être différenciée d fois pour la rendre stationnaire. Elle est donc intégrable à l'ordre d . L'application de méthodes d'inférence statistique standards pour comparer les prix n'est pas sans biais du fait de la non-stationnarité des variables utilisées. Cela provoque des estimations biaisées. La différenciation des variables permet de les stationnariser sous peine de perdre des informations concernant des effets à long terme. La cointégration est une approche initialement développée par Engle et Granger (1987) permettant de traiter des séries non-stationnaires tout en gardant les effets du court et du long terme d'où la justification de l'utilisation d'une telle approche présentée ci-dessous.

On suppose deux variables X_t et Y_t , les deux étant non-stationnaires et intégrables à l'ordre « d »⁴. S'il existe une constante « a » telle que la différence $Y_t - aX_t$ est stationnaire $I(d-b)$ pour un $b > 0$, dans un tel cas on dit que X_t et Y_t sont cointégrées à l'ordre (d, b) . On le note alors $CI(d, b)$ ⁵.

⁴ on utilise comme notation $I(d)$.

⁵ si par exemple X_t et Y_t sont $I(1)$ et $u_t = Y_t - aX_t$ avec $u_t \sim I(0)$, alors les deux variables X_t et Y_t sont cointégrées $CI(1, 1)$.

On appelle α le vecteur de cointégration définie comme $\alpha = (1, -a)$. Si on prend $z_t = (X_t, Y_t)$ comme le vecteur des variables non-stationnaires, sous hypothèse de cointégration, $\alpha'z_t$ doit être stationnaire.

Si les variables du modèle sont cointégrées, elles évoluent à long terme sous une même tendance. Cela est dû à l'existence d'un équilibre de long terme grâce à des forces externes qui amènent les variables à converger à long terme. Dans un court terme, peuvent être observées du fait des chocs ponctuels, des interactions entre les variables du modèle et d'autres variables externes au modèle ou du fait de décalages temporels nécessaires pour arriver à l'ajustement des variables.

Test de racine unité

Le test ADF⁶ permet d'estimer l'existence de racines unité, autrement dit, il permet de déterminer l'existence de processus non-stationnaires. Le modèle testé est le suivant :

$$(1) \quad Y_t = \alpha_1 \cdot Y_{t-1} + \alpha_2 \cdot Y_{t-2} + \dots + \alpha_n \cdot Y_{t-n} + \eta_t \quad \eta_t \sim \text{IDD}(0, \alpha^2)$$

Ce modèle équivaut à celui qui suit :

$$(2) \quad \Delta Y_t = \alpha' \cdot Y_t + \alpha'_1 \cdot \Delta Y_{t-1} + \alpha'_2 \cdot \Delta Y_{t-2} + \dots + \alpha'_n \cdot \Delta Y_{t-n+1} + \eta_t$$

où $\alpha' = (\alpha_1 + \alpha_2 + \dots + \alpha_n) - 1$

Le test compare l'hypothèse $H_0: \alpha_0 = 1$ contre l'hypothèse alternative $H_1: \alpha_0 < 1$. On compare la statistique $\frac{\alpha}{\sigma_{(a)}}$ aux valeurs critiques des tables ADF.

La généralisation dans le test ADF peut être aussi possible en introduisant dans les processus une moyenne et une tendance :

$$(3) \quad \Delta Y_t = \alpha_0 \cdot Y_{t-1} + \sum_{i=1}^{p-1} \alpha_i \cdot \Delta Y_{t-i} + c + \delta t + \eta_t \quad \text{avec } \eta_t \sim \text{IDD}(0, \sigma^2)$$

Dans le cas où l'on vérifie que les processus utilisés ne sont pas stationnaires on peut appliquer l'approche multivariée de Johansen afin de tester la cointégration entre les processus aléatoires du modèle.

⁶ Augmented Dickey-Fuller.

Le modèle multivarié

Cette approche, Johansen (1988) et Johansen-Juselius (1992), définit un nombre k de variables endogènes qui forment le vecteur Z_t de la manière suivante :

$$Z_t = (Y_{1t}, Y_{2t}, \dots, Y_{kt})$$

Il est possible de modéliser Z_t comme un vecteur autorégressif dans lequel on intègre suffisamment de retards pour que les aléas du modèle soient des bruits blancs. La formalisation mathématique est la suivante :

$$(4) \quad Z_t = A_1 \cdot Z_{t-1} + A_2 \cdot Z_{t-2} + \dots + A_k \cdot Z_{t-k} + \varepsilon_t \quad \text{avec } \varepsilon_t \sim IN(0, \Omega)$$

Z_t étant une matrice colonne avec les variables endogènes du modèle ($k \times 1$) et chaque A_i étant les matrices de paramètres de chaque retard à estimer par le modèle.

Dans le système VAR présenté, chaque équation contient les mêmes variables exogènes. Selon le théorème de Zellner, dans un tel cas il est optimum d'effectuer des estimations par moindres carrés ordinaires équation par équation.

On peut exprimer le système (4) sous une forme de VECM (Vector Error Corrector Model). Johansen propose une formalisation mathématique comme suit :

$$(5) \quad \Delta Z_t = \Gamma_1 \cdot \Delta Z_{t-1} + \Gamma_2 \cdot \Delta Z_{t-2} + \dots + \Gamma_{k-1} \cdot \Delta Z_{t-k+1} + \Pi \cdot Z_{t-k} + \varepsilon_t$$

$$\text{avec } \Gamma_i = -(I - A_1 - A_2 - \dots - A_i), \quad (i = 1, 2, \dots, k-1)$$

$$\text{et } \Pi = -(I - A_1 - A_2 - \dots - A_k)$$

Les paramètres de Γ_i nous rendent compte des relations à court terme entre les variables alors que Π nous donne les effets à long terme. Par ailleurs, la matrice Π peut être décomposée en matrices α et β telle que $\Pi = \alpha \cdot \beta'$ où α nous montre la vitesse de l'ajustement et β est la matrice des coefficients de long terme. ε_t est le vecteur des aléas de chaque équation du système.

S'il existe des relations à long terme entre les variables endogènes retenues, alors $\Pi \cdot Z_{t-k}$ est stationnaire (selon la propre définition de cointégration), ainsi que les différents $\Gamma_k \cdot \Delta Z_{t-k+1}$. De cette manière, puisque ε_t est composé par des bruits blancs par définition, l'appli-

cation des moindres carrés ordinaires équation par équation n'est pas biaisée.

En général, le nombre de vecteurs de cointégration est *a priori* inconnu dans la modélisation empirique. Ils sont donc déterminés par les données.

Au total, il peut y avoir un maximum de $k-1$ relations de cointégration entre les k variables du modèle. Puisque Π contient les relations à long terme, son rang nous détermine le nombre de vecteurs de cointégration indépendants existants. Π est une matrice ($k \times k$), cependant, seule $k-1$ relations indépendantes sont possibles. S'il existe de la cointégration entre les variables du modèle il doit y avoir au moins deux colonnes de la matrice Π linéairement dépendantes.

En calculant le rang de Π on obtient donc le nombre de relations indépendantes à long terme. Trois cas peuvent être possibles.

a) Le rang de Π est égal à zéro. Autrement dit, Π est une matrice de zéros. Dans un tel cas, il n'existe pas de vecteur de cointégration entre les variables et l'approche de Johansen n'est pas applicable.

b) Π est une matrice de plein rang. Autrement dit, le rang de Π est égal au nombre de variables k . Cela veut dire que les variables du modèle sont stationnaires et donc l'utilisation de l'approche de Johansen n'est pas applicable non plus. La résolution du système peut être effectuée à l'aide d'une construction d'un modèle de type VAR.

c) Le rang de Π est égal à r , avec $r \leq (k-1)$. Cela implique l'existence de r relations stationnaires à long terme. La méthode de Johansen est donc applicable.

Le test de valeur propre maximum et le test de trace seront utilisés pour tester le rang de Π et donc pour tester l'existence ou pas de cointégration et le nombre de vecteurs stationnaires à long terme statistiquement significatifs.

Test de cointégration pour un modèle multivarié

L'approche de régression de rang réduit de Johansen (1988) permet d'obtenir les paramètres α et β (et donc Π). On obtient également les vecteurs de cointégration en appliquant la méthode de maximum

de vraisemblance ainsi que les vecteurs propres associés avec le plus grand r . Le système est le suivant :

$$(6) \quad \left| \lambda S_{kk} - S_{k0} \cdot S_{00}^{-1} \cdot S_{0k} \right| = 0$$

où S_{00} et S_{kk} sont les matrices de variances-covariances respectives des résidus des régressions ΔZ_t et Z_{t-k} sur ces différences retardées ($\Delta Z_{t-1}, \Delta Z_{t-2}, \dots, \Delta Z_{t-k-1}$) et S_{0k} est le produit croisé des matrices de variances-covariances des aléas de ces deux régressions. Les valeurs propres obtenues nous montrent la force de la relation existante entre la partie stationnaire et non-stationnaire du modèle. Si elles sont reliées, par définition les variables sont cointégrées. Le test d'existence de cointégration revient donc à tester s'il y a ou moins un λ significativement différent de zéro.

Deux méthodes sont proposées par Johansen pour tester l'existence de cointégration, le test de « trace » et le test de valeur propre maximum. Les cas d'acceptation de l'hypothèse nulle implique l'existence de au moins r vecteurs de cointégration ($r < n$). Les cas d'acceptation de l'hypothèse alternative en utilisant le test de trace implique l'existence de plus de r vecteurs de cointégration alors que pour le test de valeur propre maximale il existe un vecteur de cointégration additionnel ($r+1$).

Le test de « trace » consiste à donner des restrictions aux différentes valeurs de r . On effectue des estimations par maximum de vraisemblance, et on les compare aux estimations par maximum de vraisemblance sans restriction. On construit le test statistique suivant :

$$(7) \quad \lambda_{trace} = -2 \cdot \log(Q) = -T \cdot \sum_{i=r+1}^n (1 - \hat{\lambda}_i) \quad \text{avec } r = 0, 1, \dots, n-1$$

Le test de « valeur propre maximum » : c'est un test utilisant également les valeurs propres du système. On teste, dans ce cas, la significativité de la valeur propre avec l'indice le plus élevé λ_r de la manière suivante :

$$(8) \quad \lambda_{max} = -T \cdot \sum_{i=r+1}^n (1 - \hat{\lambda}_{r+1}) \quad \text{avec } r = 0, 1, \dots, n-1$$

Les statistiques sont comparées à des tables construites afin de déterminer si les λ testés sont significativement différents de zéro. Dans le cas où un λ_i est significativement différent de zéro, on accepte

l'hypothèse nulle (inexistence de vecteur stationnaire de long terme). On teste un par un l'existence de $n-1$ vecteurs de cointégration.

Estimations et résultats

La quasi totalité des tests ADF appliqués aux variables de cette étude nous amène au rejet de l'hypothèse alternative de stationnarité (tableau 3). Seulement la variable prix de « Le Guilvinec » a été trouvée stationnaire. Le test de racine unité⁷ avec une tendance nous amène à l'acceptation de stationnarité. Cependant, ce n'est pas le cas lorsqu'on supprime la tendance. Il s'agit donc d'un processus « tendance-stationnaire ». Autrement dit, elle est stationnaire en possédant une tendance déterministe.

Des tests ADF ont été également appliqués aux variables en différences premières afin de tester l'existence de plus d'une racine unité. Les résultats nous montrent l'existence d'une seule racine unité car toutes les variables deviennent stationnaires en différences premières. Dans le tableau 3, on résume les résultats des tests appliqués à chacune des variables de prix, en niveaux et en différenciées à l'ordre 1.

Ces tests nous amènent à supprimer Le Guilvinec de l'analyse ultérieure d'existence de cointégration, car, selon ce que l'on a défini plus haut, pour que plusieurs variables soient cointégrées il est nécessaire qu'elles soient intégrables au même ordre. Or, les prix de « Le Guilvinec » sont $I(0)$ et ceux des autres ports sont $I(1)$.

Du fait de la non-stationnarité de tous les processus (sauf Le Guilvinec), des méthodes de cointégration sont donc utilisées. Cependant, l'insuffisance de degrés de liberté ne nous permet pas d'élaborer un seul modèle dans lequel on puisse intégrer toutes les

⁷ équation (3).

Variable	Prix en niveaux (Constante)	Prix en niveaux (Constante et tendance)	Prix en différences premières (Constante)	Prix en différences premières (Constante et Tendance)
Douarnenez	-1,0999	-1,612	-3,1483*	-3,2777
Audierne	-0,7986	-1,8268	-3,8889**	-4,4101**
St Guénolé	-0,96318	-1,8634	-4,2261**	-4,2274**
Le Guilvinec	-3,2319*	-2,807	-4,8919**	-5,0980**
Lesconil	-1,1153	-1,6979	-3,4451*	-3,3769
Loctudy	-0,68112	-2,3877	-3,8321**	-3,8292*
Concarneau	-1,1836	-1,5279	-4,6985**	-4,6698**
Lorientl	-1,2811	-1,4908	-4,3624**	-4,3452**
Quiberon	-0,72985	-1,8027	-3,3885*	-3,356
La Turballe	-0,54011	-1,6358	-3,3616*	-3,3331

Critical Values for the unit root test are (Constant included) : 5% = -2.918 and 1% = 3.56

Critical Values for the unit root test are (Constant and Trend included) : 5% = -3.497 and 1% = -4.142

Source : Mackinnon (1991)

I Tableau 3

Test de stationnarité (test ADF).

variables concernant cette étude. Asche et Steen (1998) proposent une méthode comparant les variables par couples afin d'avoir une première vision générale de l'existence de relations de cointégration entre les variables retenues. Il s'agit de faire une première analyse pour déterminer les variables susceptibles de faire partie du groupe des variables cointégrées. L'utilisation de l'approche de Johansen pour des tests bivariés a pour avantage (par rapport à l'approche de Engle Granger) de considérer toutes les variables comme endogènes. La totalité des tests effectués est présentée dans le tableau 4.

Dans une première lecture, on peut voir que de manière générale les marchés sont assez bien cointégrés par couples. Ainsi, on a trouvé des relations stationnaires de long terme dans 73 % des combinaisons possibles. Dans 22 % des cas on a trouvé un vecteur de cointégration dans le modèle estimé, mais des tests d'exclusion nous ont amené au rejet d'une des variables. Pour seulement 1 % des cas on n'a trouvé aucune relation entre les deux variables du modèle. On peut donc interpréter dans un premier temps ces résultats comme de

	Douarnenez	Audieme	St Guérolé	Lesconil	Loctudy	Concarneau	Lorient	Quiberon
Douarnenez								
Audieme	-							
St Guérolé	*	*						
Le Guilvinec	*	*	*					
Lesconil	C	C	C					
Loctudy	C	C	C	C				
Concarneau	C	*	-	C	C			
Lorient	-	*	C	C	C	C		
Quiberon	*	C	C	C	C	C	C	
La Turballe	-	*	C	C	C	C	C	C

(C) : cointégration entre les deux variables

(*) : existence d'un vecteur de cointégration, mais une des variables n'est pas statistiquement significative

(-) : inexistence de cointégration entre les deux variables.

I Tableau 4

Résultat des tests bivariés de cointégration.

forts indices d'avoir un marché cointégré dans son ensemble. Cependant, cette analyse est insuffisante pour conclure des interrelations entre la totalité des variables retenues pour cette étude. On a effectué ainsi des combinaisons de groupes de ports pour lesquels on a testé l'existence de cointégration afin d'avoir un cadre d'analyse plus large. Les combinaisons effectuées ont été celles présentées à la figure 2.

Tous les résultats sont présentés en annexe IV. Plusieurs remarques en découlent.

- Dans tous les exemples de groupes construits on a trouvé au moins un vecteur de cointégration reliant les variables de chaque modèle. Dans tous les cas, le test de trace et le test de valeur propre maximum convergent vers la significativité d'un même nombre de vecteurs de cointégration.

- Des tests d'exclusion ont été effectués en imposant des restrictions aux coefficients b de la matrice de paramètres de long terme au sein de chaque modèle. Cela permet de déterminer si les variables intégrantes du vecteur de cointégration sont statistiquement significatives, autrement dit, si toutes les variables rentrent significativement

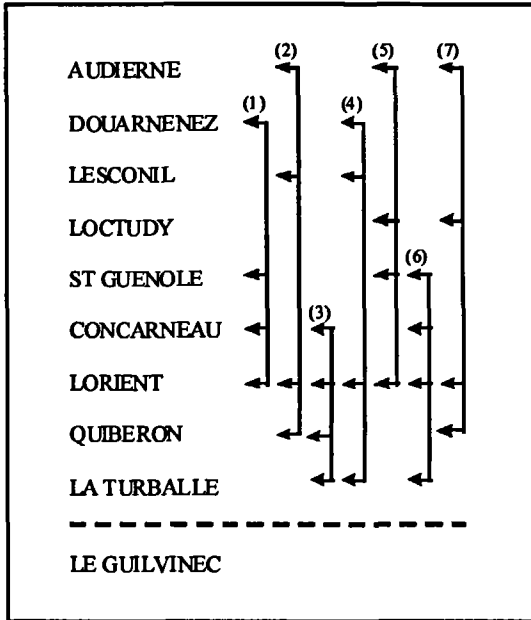


Figure 2
Groupes formés pour tester la cointégration.

dans la construction de la relation stationnaire de long terme. Ces tests assurent la robustesse des relations de cointégration.

Tous les tests d'exclusion appliqués aux variables de chaque groupe n'ont pas montré d'exclusion quelconque.

- Les résultats montrés en annexe ne concernent pas toutes les combinaisons possibles entre les ports. Ainsi, on a trouvé d'autres combinaisons de ports pour lesquels des tests d'exclusion nous ont amené au rejet de certaines variables. Cependant, les différents groupes présentés (ainsi que d'autres obtenus) peuvent être interprétés comme significatifs d'un marché cointégré dans son ensemble. Autrement dit, les sous-marchés intégrant le marché breton varient sous une même tendance à long terme malgré des chocs ponctuels à court terme. Il s'agit donc d'un marché géographique-ment unifié.

- Les ports étant plus faiblement cointégrés sont ceux ayant un moindre niveau de production de merlu. C'est le cas de Douarnenez

et de Audierne. Plus la production d'un port est forte et plus les débouchés de cette production pourront s'étendre dans une aire géographique plus importante.

Conclusion

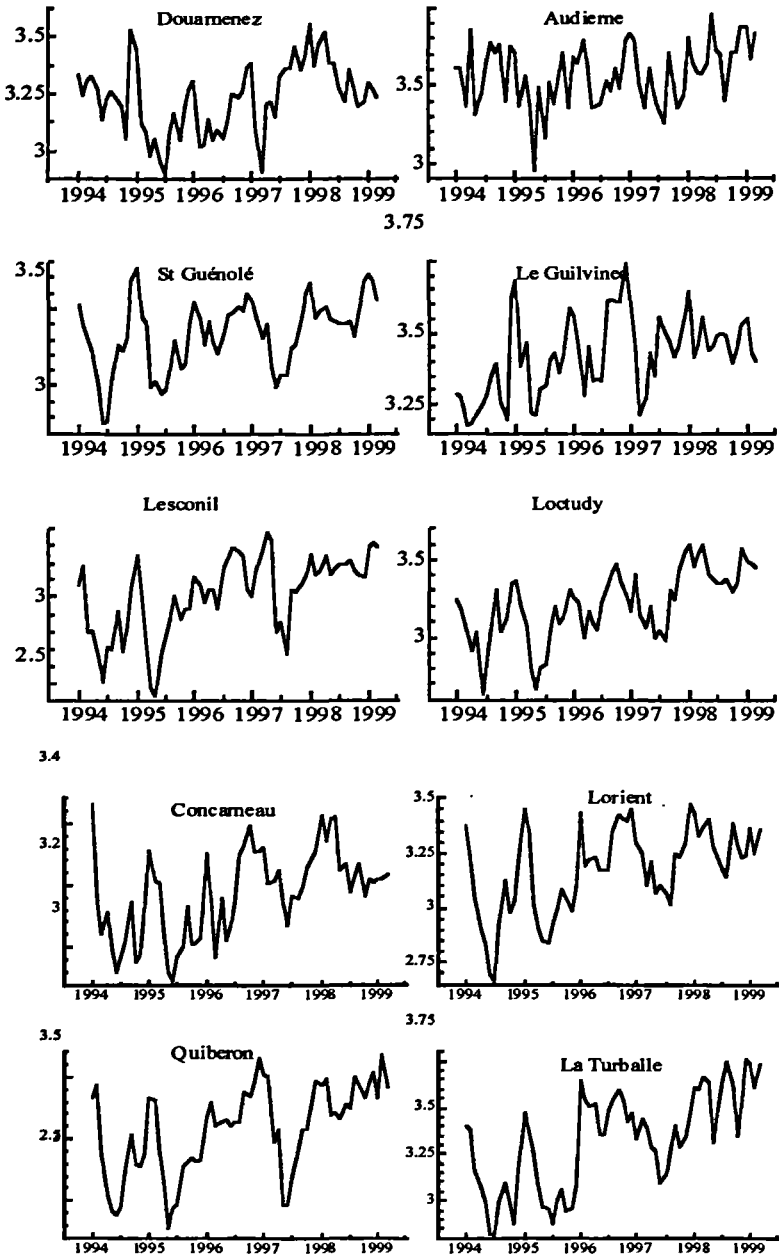
Dans ce papier on a mis en évidence la cointégration comme outil économétrique permettant d'étudier la délimitation géographique d'un marché. La cointégration s'avère une méthode satisfaisante dans la mesure où des séries non-stationnaires sont généralement utilisées.

Dans cette étude, les résultats mettent en évidence l'existence d'un marché breton de merlu cointégré dans son ensemble malgré l'intégration plus faible de ports tels que Douarnenez et Audierne à très faible production de merlu. En dépit des écarts ponctuels des prix des différentes criées, on a trouvé des évolutions similaires à long terme à l'intérieur de cette aire géographique. Cependant, cette analyse s'avère restrictive du fait de la prise en compte d'un espace relativement réduit. En effet, l'étendue spatiale du marché du merlu n'est pas uniquement restreinte aux frontières régionales de la Bretagne mais s'étend dans une aire plus ample nationale voir internationale.

D'autres projets sont en cours en s'appuyant sur cette méthode. C'est par exemple le cas de la recherche du port directeur à l'intérieur d'un marché cointégré.



I Annexe 1
Carte géographique de la Bretagne.



Annexe 2
Évolution des prix des ventes de merlu par port.

Groupe 1 : Douamez, Concarneau, St Guénolé, Lorient

Ho:rank=p	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%
p == 0	52.81**	49.23**	28.1	107.5**	100.2**	53.1
p <= 1	38.03**	35.45**	22	54.66**	50.95**	34.9
p <= 2	13.31	12.41	15.7	16.63	15.5	20
p <= 3	3.318	3.093	9.2	3.318	3.093	9.2

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

Groupe 2 : Audieme, Lesconil, Lorient, Quiberon

Ho:rank=p	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%
p == 0	47.23**	41.03**	31.5	105.6**	91.74**	63
p <= 1	34.62**	30.08*	25.5	58.36**	50.7**	42.4
p <= 2	12.42	10.79	19	23.73	20.62	25.3
p <= 3	11.31	9.825	12.3	11.31	9.825	12.3

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

Groupe 3 : Concarneau, Lorient, Quiberon, La Turballe

Ho:rank=p	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%
p == 0	41.42**	38.75**	31.5	93.99**	87.93**	63
p <= 1	28.78*	26.92*	25.5	52.57**	49.18**	42.4
p <= 2	16.14	15.1	19	23.79	22.26	25.3
p <= 3	7.653	7.16	12.3	7.653	7.16	12.3

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

Groupe 4 : Douamez, Lesconil, Lorient, La Turballe

Ho:rank=p	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%
p == 0	32.76*	30.54*	28.1	74.98**	69.9**	53.1
p <= 1	25.21*	23.5*	22	42.23**	39.36*	34.9
p <= 2	11.26	10.5	15.7	17.02	15.86	20
p <= 3	5.754	5.364	9.2	5.754	5.364	9.2

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

Groupe 5 : Audieme, Loctudy, St Guénolé, Lorient

Ho:rank=p	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%	-Tlog(1- μ)	using T-nm	95%
p == 0	43.94**	41.1**	28.1	116.9**	109.4**	53.1
p <= 1	39.82**	37.25**	22	72.97**	68.27**	34.9
p <= 2	24**	22.45**	15.7	33.15**	31.01**	20
p <= 3	9.15	8.56	9.2	9.15	8.56	9.2

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

I Annexe 3

Résultats des tests d'existence de cointégration

(les valeurs critiques font référence aux valeurs calculées par Mackinnon (1991)).

Groupe 6 : St Guénéolé, Concarneau, Lorient, La Turballe

H0:rank=p	-Tlog(1- ν)	using T-nm	95%	-Tlog(1- ν)	using T-nm	95%
p == 0	45.84**	42.88**	32	94.51**	88.42**	63
p <= 1	26.66*	25	26	48.68*	45.54*	42
p <= 2	14	13	19	22	21	25
p <= 3	8	7	12	8	7	12

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

Groupe 7 : Audieme, Loctudy, Lorient, Quiberon

H0:rank=p	-Tlog(1- ν)	using T-nm	95%	-Tlog(1- ν)	using T-nm	95%
p == 0	47.32**	44.26**	27.1	97.82**	91.51**	47.2
p <= 1	25.5*	23.85*	21	50.51**	47.25**	29.7
p <= 2	21.79**	20.38**	14.1	25.01**	23.4**	15.4
p <= 3	3.22	3.013	3.8	3.22	3.013	3.8

* significatif à 5 %, ** significatif à 1 %

I Annexe 3
(suite).

Bibliographie

ARDENI P.G., 1989 —
Does the law of One price really hold
for commodity prices ?, *American
Journal of Agricultural Economics*,
71 : 661-69.

ASCHE F., SALVANES K. G.,
STEEN F., 1997 —
Market delineation and demand
structure, *American Journal
of Agricultural Economics*,
79 (1) : 139-150.

ASCHE F., STEEN F., 1998 —
The EU one or several fish markets :
an aggregation market delineation
study of the EU fish market, SNF
report XX/98, FAIR project CT96-
1814 DEMINT.

BENSON B.L., FAMINOW M.D., 1990 —
Geographic price interdependencies

and the extent of economic markets,
Economic Geography, 66 : 677-688.

BOSE S., MCLIGROM A., 1996 —
Substitutability among species
in the Japanese tuna market :
A cointegration Analysis. *Marine
Resource Economics*, 11 (3) : 143-156.

CHAUSSADE J., CORLAY JP., 1990 —
L'atlas des pêches et des cultures
marines. Eds. Ouest-France-Le Marin.

CLAY P., FOFANA A., 1999 —
Delineation of the UK markets
seafood markets, XIth EAFE
conference, Dublin, 7-10 April.

DICKEY D.A., FULLER W. A., 1979 —
Distribution of the estimators
for autoregressive time series
with a unit root. *Journal of American
Statistical Association*, 74 : 427-431.

- DICKEY D.A., FULLER W. A., 1981 — Likelihood ratio statistics for autoregressive time series with a unit root. *Econometrica*, 49 : 1057-1072.
- ENGLER R.F., GRANGER C.W.J., 1987 — Cointegration and error correction: representation, estimation and testing. *Econometrica*, 55 (2) : 251-276.
- ENGLER R.F., GRANGER C.W.J., 1991 — *Long-run economic relationships, readings in Cointegration*. Advanced texts in Econometrics. Oxford University Press.
- ESCOFFIER B., PAGES J., 1988 — Analyses factorielles simples et multiples. Objectifs, méthodes et interprétation.
- GOODWIN B.K., SCHROEDER T.C., 1991 — Cointegration and spatial price linkages in regional cattle markets. *American Journal of Agricultural Economics*, 73 (2) : 452-464.
- GORDON D.V., SALVANES K.G., ATKINS F., 1993 — A Fish is a Fish is a Fish: Testing for market linkage on the Paris fish market. *Marine Resource Economics*, 8 (4) : 331-343.
- GRANGER C.W.J., 1969 — Investigating causal relations by Econometric models and cross-spectral methods. *Econometrica*, 37 : 424-428.
- GRANGER, C.W.J., 1986 — Developments in the study of cointegrated economic variables. *Oxford Bulletin of Economic Statistics*, 48 (3) : 213-228.
- HAMILTON J.D., 1994 — *Time Series Analysis*. Princeton, New Jersey, Princeton University Press.
- HARRIS R.I.D., 1995 — Using cointegration analysis in econometric modelling. Hemel Hemstead: Prentice Hall / Harvetser Wheatsheaf.
- HENDRY D.F., 1986 — Econometric modelling with cointegrated variables: An overview. *Oxford Bulletin of Economic Statistics*, 48 (3) : 201-212.
- HOROWITZ I., 1981 — Market definition in anti-trust analysis: A regression based approach. *Southern Economic Journal*, 44 : 215-238.
- JAFFRY S., TAYLOR G., PASCOE S., ZABALA U., 1998 — Market delineation of fish species in Spain. Cemare, University of Portsmouth.
- JOHANSEN S., 1988 — Statistical analysis of cointegration vectors. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 12 : 231-54.
- JOHANSEN S., 1991 — Estimation and hypothesis testing of cointegration vectors in Gaussian autoregressive models. *Econometrica*, 59 (6) : 1551-80.
- JOHANSEN S., JUSELIUS K., 1990 — Maximum likelihood estimation and inference on cointegration - with applications to the demand for money. *Oxford Bulletin of Economics and Statistics*, 52 : 169-210.
- LEBART L., MORINEAU A., PIRON M., 1995 — Statistique exploratoire multidimensionnelle, Dunod.
- MACKINNON J., 1991 — Critical values for cointegration tests, in RF Engle and C.W.J. Granger (eds) long-run relationships, Oxford University Press.
- PÉREZ AGÚNDEZ J.A., TAYLOR G., JAFFRY S., BAILLY D., 1999 — The spatial delineation of the french hake market. XIth EAFE conference, Dublin, 7-10 April.

SCHRANK W.E., ROY N., 1991 —
Market delineation of US groundfish
demand. *The Antitrust Bulletin*,
36 (1) : 91-154.

SLADE M.E., 1986 —
Exogeneity tests of market
boundaries applied to petroleum
products. *The Journal of Industrial
Economics*, 34 (3) : 291-303.

STIGLER G.J., 1969 —
The Theory of Price. London,
Macmillan Company.

TUNCEL M., LE GREL L. —
A « delineation » analysis of the
France market for aquatic products.
1999. Delineation of the UK markets
seafood markets, XIth EAFE
conference, Dublin, 7-10 April.

La pêche dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal)

Typologie d'exploitation des villages et campements de pêche

Tidiane Bousso
Biologiste des pêches

I Introduction

Les milieux saumâtres, estuariens ou lagunaires, occupent une grande partie du littoral de l'Afrique de l'Ouest. L'importance sociale et économique intrinsèque de ces milieux apparaît clairement (aire de concentration humaine, exploitation halieutique, tourisme...) ainsi que leur rôle sur la productivité des zones littorales (Bousso *et al.*, 1992).

La région du Sine-Saloum, objet de notre présente étude, est un ancien delta qui ne reçoit plus aujourd'hui d'apports d'eau douce permanents (fig. 1). Elle compte de nombreuses îles bordées de mangrove, l'ensemble formant un réseau de rias aux dimensions très variées, depuis les minuscules *bolong*¹ jusqu'aux trois bras principaux débouchant sur la mer (du nord au sud : le Saloum, le

¹ Bolong : ni rivière ni marigot, les « bolong » (dénomination locale) sont des chenaux souvent colonisés par la mangrove et qui relient et interconnectent les trois bras de mer, Saloum, Diomboss et Bandiala. Ces grands bras et leurs bolong constituent l'ensemble des trois systèmes hydrologiques du complexe estuarien du Sine-Saloum.

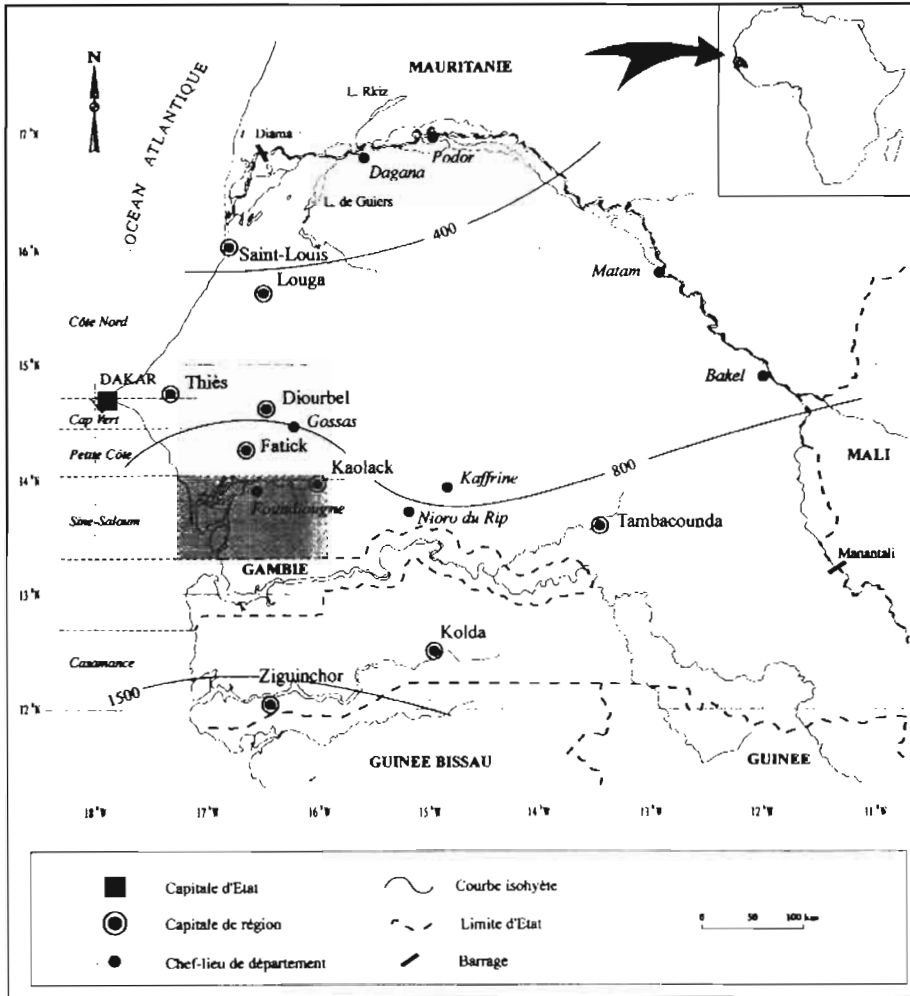


Figure 1
Carte générale du Sénégal, situation de l'estuaire du Sine-Saloum.

Diomboss et le Bandiala) (fig. 2). Des approches préliminaires ont indiqué que cette région était extrêmement riche, mais probablement sous-exploitée par la flottille nationale en particulier en ce qui concerne les espèces pélagiques et démersales vivant en mer et dans l'estuaire (CRODT, 1985; Barry-Gérard *et al.*, 1994). Par ailleurs, des projets de développement prévoient le développement de la

pêche dans cette région, les plus importants étant localisés à Djifère et à Missirah (fig. 2).

Du point de vue écologique, on trouve de nombreuses espèces de poissons cibles de l'exploitation artisanale. Outre des sédentaires ou résidents permanents, diverses espèces de poissons marins euryhalins forment des assemblages dont la dynamique spatio-temporelle commence à être connue (Diouf, 1996).

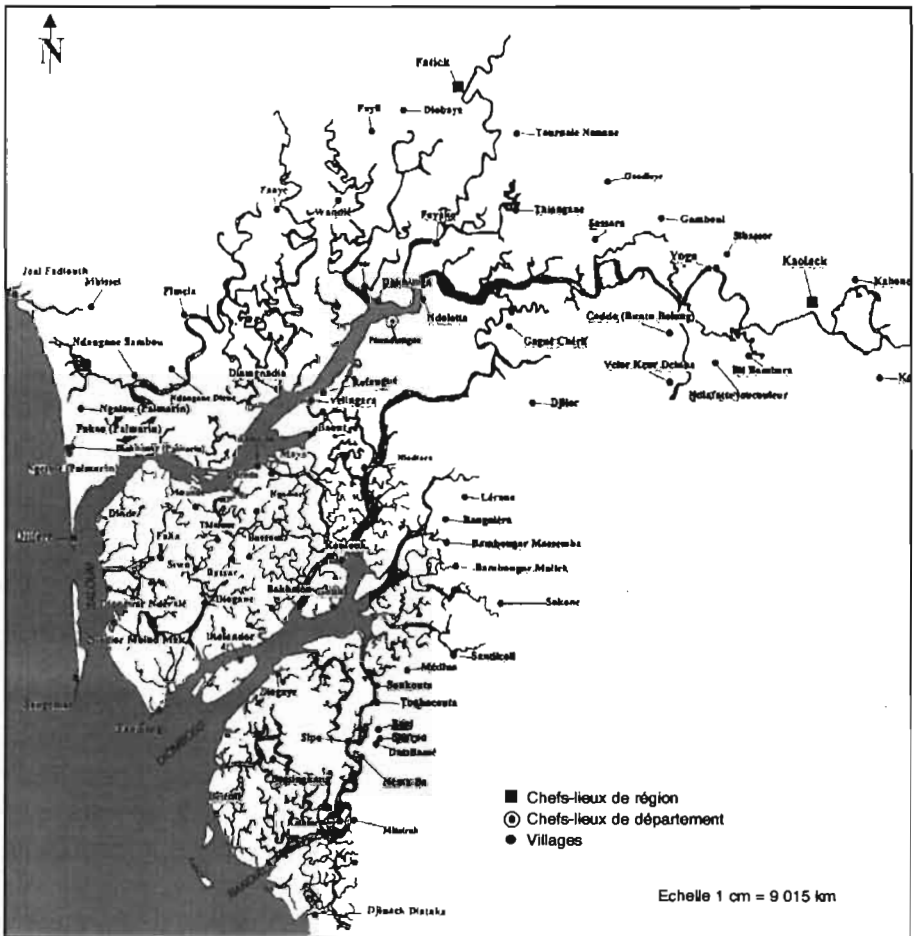


Figure 2
L'estuaire du Sine-Saloum : localisation des lieux enquêtés.

L'objectif principal de l'étude vise à aboutir à une connaissance plus fine de l'adaptabilité du pêcheur à la variabilité de la ressource, ce qui nécessite différentes étapes liées à la réalisation des objectifs suivants :

- connaître la distribution spatiale et temporelle des moyens de production ;
- appréhender la variabilité saisonnière et interannuelle des zones de pêche exploitées et d'éventuelles espèces cibles ;
- connaître la variabilité spatiale et temporelle des activités de pêche, des captures et rendements ;
- comparer le système estuarien et le système littoral en terme d'exploitation.

Mais ce « système d'exploitation » est-il entièrement dépendant des variations saisonnières et/ou cycliques de la « ressource » ou dépend-il également et peut-être surtout des facteurs socio-économiques ?

À cette question principale est associée une première hypothèse selon laquelle la diversité des biotopes, les variations de la ressource et sa composition spécifique, l'hétérogénéité des communautés de pêcheurs et les enjeux économiques expliqueraient des stratégies d'exploitation multiformes utilisées par les pêcheurs artisans (mixité des engins et des unités de pêche). Cette relative absence de spécialisation serait une réponse, à la fois au milieu écologique (variabilité, instabilité, échanges mer-estuaire-*bolong*) et à un environnement socio-économique (réponse à l'enclavement par une tradition de mobilité pour les *Nyominka* des îles du Gandoul au nord et à l'opposé, une tradition plus agricole chez les socé des îles Bétenti au sud (fig. 2).

■ Milieu

L'estuaire du Sine-Saloum draine un bassin versant de 29 720 km² dont le relief est en général plat et la pente très faible. La surface en eau est de 90 000 ha. La marée monte deux fois par jour jusqu'en amont de Kaolack situé à 112 km de l'embouchure et aucun cours d'eau de quelque importance que ce soit ne vient à la rencontre de l'eau salée. Les pluies représentent le seul apport d'eau douce.

Le Saloum constitue le bras le plus long et s'étend sur près de 115 km. Par contre, le Diomboss avec une embouchure large de 4 km est moins long que le Saloum mais plus large que ce dernier. Le Bandiala est plus court et moins large que les deux premiers (rarement 500 m).

Les trois systèmes hydrologiques Saloum, Diomboss et Bandiala sont interconnectés par de grands chenaux de marée qui créent deux groupes d'îles bien distinctes ; au nord les îles du Gandoul, au sud les îles Bétenti. Un lacis de petits chenaux (*bolong*) sépare chacun de ces deux ensembles en une multitude d'îles généralement habitées.

Du point de vue climatique, le domaine « saloumien » (Moral, 1965 et 1966) prolonge le domaine libéro-guinéen (Leroux, 1983). Le climat est soudanien et se caractérise par deux saisons nettement tranchées dues à l'alternance de circulation des alizés et de la mousson : une saison sèche (qui est fraîche de novembre à mars et chaude d'avril à juin) et une saison des pluies (chaude et humide), appelée aussi « hivernage » qui dure de juillet à octobre.

Le principal changement climatique survenu au Sine-Saloum est l'aridification du climat qui s'est traduite par une diminution de la pluviométrie. À partir de 1968, on a assisté à une baisse généralisée de la pluviométrie qui s'est confirmée avec l'année 1983 où des hauteurs exceptionnellement faibles ont été enregistrées (Diop, 1990). C'est ainsi qu'à Kaolack le maximum enregistré en 1958 était de 1 050 mm. Il n'est plus en 1983 que de 304 mm. Alors qu'en année normale la pluviométrie oscille entre 700 et 900 mm, elle a varié entre 400 et 600 mm sur la période 1980-1990.

La chute de la pluviométrie combinée à une forte évaporation et à une pente très faible des biefs aval du complexe estuarien a provoqué une élévation des salinités. Dans le Diomboss et le Bandiala, les salinités n'atteignent pas des valeurs excessives. Dans le Saloum par contre, des salinités dépassant 100 ‰ peuvent être atteintes en amont. Selon certains auteurs (Pages et Citeau, 1990), ces phénomènes ont eu pour conséquences d'entraîner :

- une remontée de la limite tidale vers l'amont du fleuve Saloum ;
- un bouleversement des cycles biologiques occasionnant une disparition de la végétation de bordure et l'accentuation de la mortalité des mangroves. Vers l'amont, certaines espèces telles que *Avicennia* disparaissent.

- discontinuité écologique et apparition de zones spécialisées présentant une richesse et une diversité spécifique sectorielles. Il y a disparition vers l'amont des huîtres.

On estime à 5 500 personnes la population exerçant la profession de marin-pêcheur dans l'ensemble de la région. La contrainte majeure demeure le problème d'approvisionnement en eau potable (Chauveau et Laloë, 1985). Ces contraintes en eau potable et l'alternance des activités entraînent un double mouvement de la population. Durant les huit mois de saison sèche, les pêcheurs des îles du Gandoul (îles sérère-nyominka) émigrent entre la région de Cap-Vert et la frontière de la Sierra-Léone et même parfois plus loin (Van Chi-Bonnardel, 1977). Dans les îles « bétentii » (îles socé), le rythme de la vie est inversé par rapport à celui des villages du Gandoul. Puisque c'est pendant la saison sèche de novembre à juin, que l'on rencontre la majorité de la population sur place alors que celle-ci est dispersée entre une vingtaine d'installations saisonnières (campements agricoles), durant la plus grande partie de l'hivernage.

I Matériel et méthode

Les enquêtes

Le plan d'enquête est élaboré sur une base théorique, puis mis à l'épreuve et adapté à la physionomie de la pêche au Sine-Saloum (Albaret et Ecoutin, 1990; Albaret, 1991). Trois types de contraintes ont motivé l'adoption du plan d'enquête :

- des contraintes halieutiques liées à l'hétérogénéité constatée au sein des populations (l'unité de pêche et ses composantes, les stratégies de pêche et les espèces cibles, les lieux de pêche et les points de débarquement);
- des contraintes environnementales et géographiques liées à la structuration de l'espace halieutique. Parallèlement à la côte, cet espace halieutique est constitué de deux entités mer et estuaire. Par ailleurs, à l'intérieur du complexe estuarien on peut opposer les trois bras (Saloum, Diomboss et Bandiala) interconnectés par un

réseau de *bolong*. Perpendiculairement à la côte, la salinité présente un gradient caractéristique définissant trois grands ensembles : un ensemble mer à 35 ‰, un milieu intermédiaire à salinité variable et un ensemble amont à 90 ou 110 ‰ (Diouf, 1996) ;

- des contraintes matérielles inévitables liées à la réalisation des actions sur le terrain (éloignement des lieux d'étude de Dakar, distances à parcourir assez grandes à l'intérieur de la zone, enclavement des îles et absence de réseaux de communication véritables, incertitudes financières etc.).

Dès le départ, nous avons réalisé une enquête cadre en deux phases (saison sèche, saison des pluies), puis six recensements semestriels des unités de pêche afin de permettre une première approche du système-pêche et l'établissement d'un plan d'échantillonnage adéquat. Ensuite, la deuxième phase quantitative, repose sur le suivi de l'activité et les sorties de pêche au cours de deux cycles et demi de pêche, de décembre 1990 à juillet 1993.

Les données collectées lors de l'enquête cadre portent sur le potentiel de pêche, la zone de pêche, les caractéristiques des engins et des embarcations ainsi que leur mode de mise en œuvre. Les enquêtes de recensement portent sur le nombre de pirogues opérationnelles présentes dans chaque lieu, les types de pirogues, les moyens de propulsion, les engins de pêche utilisés, l'origine des pirogues et l'activité de l'unité de pêche. On trouvera tous les détails méthodologiques sur le protocole des enquêtes mises en œuvre avec les données disponibles dans Bouso (1996).

Choix des centres d'enquête

Les résultats de l'enquête cadre ont permis de choisir neuf sites d'échantillonnage dont cinq centres principaux (Djifère, Ndangane, Foundiougne, Sokone et Missirah) et quatre centres secondaires (Félir, Fambine, Dionewar et Bossinkang) pour affiner la stratification (fig. 2).

Par ailleurs, les résultats de recensements ont permis d'identifier des groupes de villages, spécifier des critères d'échantillonnage et élaborer le questionnaire de la deuxième phase d'enquête (suivi des unités de pêche).

Résultats

La flottille de pêche

Globalement, l'effectif de la flottille de pêche opérationnelle au Sine-Saloum est d'environ 1 000 unités de pêche (moyenne des 6 recensements). Les engins les plus fréquents sont au nombre de 16. Ces engins sont répartis dans 76 points de débarquement (64 villages et 12 campements de pêche).

L'utilisation des petites embarcations de fleuve pour la pêche est plus fréquente, même si la pirogue de mer est utilisée lors des migrations et si à certaines périodes de l'année une partie de l'effort s'exerce en mer. Le taux de motorisation des pirogues est de 50 % et la migration affecte 17 à 18 % de l'effectif de la flottille de pêche.

L'étude a fait apparaître de nombreux cas de combinaisons qui permettent au pêcheur de moduler ses stratégies d'activité.

Au cours d'une saison ou d'une sortie de pêche, le pêcheur du Sine-Saloum peut privilégier le choix d'un ou de plusieurs engins de pêche dans son unité de production suivant l'environnement dans lequel il évolue. Il apparaît selon nos résultats d'enquête qu'une unité de pêche au Sine-Saloum peut utiliser jusqu'à sept types d'engins différents au cours d'une saison de pêche. De même, un seul engin peut servir au cours d'une sortie pour plusieurs opérations de pêche (filet maillant encerclant utilisé comme dérivant de surface ou comme senne de plage et inversement). Le pêcheur dispose donc d'un large éventail de possibilités et peut porter son choix sur l'une d'elle selon les opportunités qui se présentent à lui.

Répartition spatiale des moyens de production

Recherche d'une typologie spatiale

Dans l'estuaire du Sine-Saloum, les conditions environnementales et socio-économiques sont très hétérogènes pour déterminer la dis-

tribution des engins de pêche et générer des types d'occupation de l'espace. Selon l'engin utilisé, la nature de l'équipement et la technique de pêche pratiquée, un des facteurs évoqués peut apparaître comme limitant ou favoriser leur concentration à un endroit donné. Ainsi, nous avons retenu comme critère de classification des villages, le nombre d'engins de chaque catégorie; peu importe que deux engins différents soient sur la même unité de pêche ou sur deux unités de pêche différentes.

Nous avons fait sur la base de ce critère, une analyse factorielle des correspondances afin d'extraire progressivement à partir des axes factoriels, le maximum d'information concernant les proximités des individus (engins) dans l'espace des variables (villages). L'AFC est faite sur un tableau de 76 lignes (villages) et 16 colonnes (engins) donnant le nombre moyen (moyenne sur les six recensements) de chacun des 16 engins pour les 76 villages recensés (et où le nombre de pirogues est non nul).

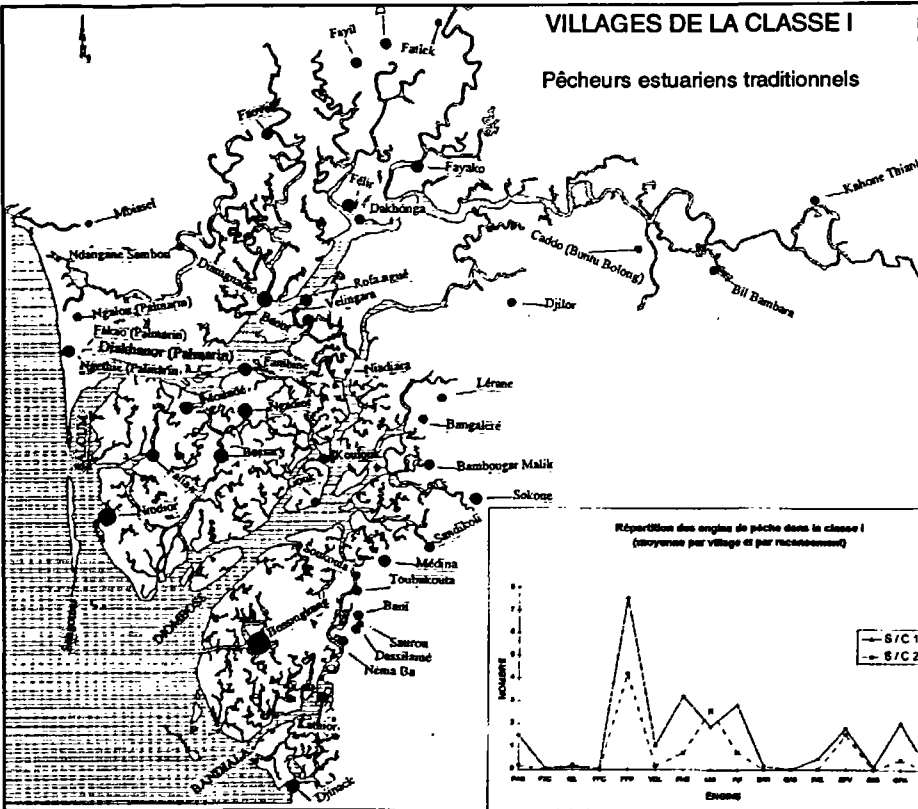
Au total, 5 axes sont conservés et 70 % de l'inertie est prise en compte. La classification ascendante et hiérarchique des 76 villages retenus a permis de distinguer des classes de villages. L'interprétation de la répartition spatiale de ces classes de villages a permis d'expliquer la distribution géographique des engins et techniques de pêche. Un certain nombre de variables sont choisies dans le recensement pour faciliter l'interprétation des résultats de l'AFC. Ces variables correspondent notamment aux types de pirogues utilisées et aux moyens de propulsion.

Proposition d'une typologie de villages

À partir de cette analyse de classification, 7 groupes sont identifiés dans un premier temps. L'analyse de ces groupes a permis de définir des groupements de villages et de campements de pêche très contrastés se résumant en 3 classes distinctes. Chaque classe est constituée de villages typiques par la distribution d'engins de pêche et dont les modes d'exploitation sont comparables.

Classe 1 : villages et campements de pêcheurs estuariens traditionnels (fig. 3)

Ces villages sont dits « villages de pêcheurs estuariens traditionnels ». Le système de pêche est basé sur des techniques anciennes



Echelle : 1 cm = 10 km

LEGENDE	
PIROGUES	ENGINS DE PECHE
● 74 pirogues	PAG = péage (coquillages)
● 15 pirogues	FXC = filet fixe à crevettes
● 1 pirogue	KIL = kili
	FFC = féfé fixé à crevettes
	YOL = yotal
	FME = filet maillant encerclant (astéro)
	LIG = ligne
	FD = filet dormant
	BAR = barrage
	CAS = carier
	PAL = palangre
	EPV = épervier
	DKG = scène de plage déguisé
	OFA = scène de plage ouverte
	STC = scène tournante coutissane

Figure 3
Classe I, carte de distribution des villages et campements de pêcheurs utilisant plus fréquemment le féfé à poisson (FFP), l'épervier (EPV) ou le barrage (BAR) (cercles proportionnels au nombre de pirogues recensées).

utilisées pendant un long espace de temps par les pêcheurs *nyominka*. Du fait de l'attachement aux traditions, ces techniques sont toujours pratiquées, bien que les rendements obtenus avec les techniques plus récentes (unités motorisées, senne tournante coulissante, casiers à seiche etc.) soient plus importants.

Cette classe I concerne de petits villages (44 au total) et l'utilisation fréquente de filet dérivant de surface (*félé félé*) et épervier. Dans ces villages, l'agriculture est encore présente et les pêcheurs « campagnards » reviennent pour cultiver les champs. Les pêcheurs ont développé des stratégies élaborées pour exploiter les mulets et les Cichlidae. De même l'exploitation est faite avec les *félé félé* et les éperviers des populations estuariennes d'origine marine (E.m.) et marines-estuariennes (M.E.) (*Liza grandisquamis*, *L. falcipinnis*, *Ethmalosa fimbriata*, *Elops lacerta*, *Pseudotholitus elongatus*, etc.) qui transitent dans les chenaux (Albaret et Diouf, 1994). Les formes marines accessoires (M.a.) sont aussi capturées, c'est le cas d'*Ilisha africana* dont le rendement moyen bien que faible (2,39 kg/sortie) équivaut à celui du *Tilapia guineensis*. Les rendements des formes estuariennes strictes (E.s.) les Cichlidae en particulier paraissent relativement faibles. Ces espèces sont abondantes surtout dans la zone amont du Saloum mais présentent pour ces pêcheurs de la classe I moins d'intérêt économique que les précédentes.

*Classe II : villages et campements
de pêcheurs migrants du littoral (fig. 4)*

Cette classe désigne les « villages et campements de pêcheurs migrants du littoral » car plus de 80 % des pirogues recensées dans ces sites du littoral ne sont pas originaires des lieux enquêtés. Elles viennent soit de villages du Sine-Saloum autres que les lieux enquêtés, soit d'autres régions du littoral sénégalais (notamment la Côte Nord, le Cap Vert et la Petite Côte) (fig. 1).

La classe II exploite le littoral et la zone d'embouchure. Elle est concentrée sur peu de villages (15 au total). En revanche, on y note le plus grand nombre de types de pêche, la plus forte activité et le plus d'intérêt pour les techniques « efficaces » : filet maillant encerclant (*saina*), filet maillant dérivant de fond (*yolal*), sennes de plage (*opane* ou *diguël*). Cette classe de villages obtient le meilleur rendement total moyen avec 240 kg/sortie au lieu de 105 ou 91 kg res-

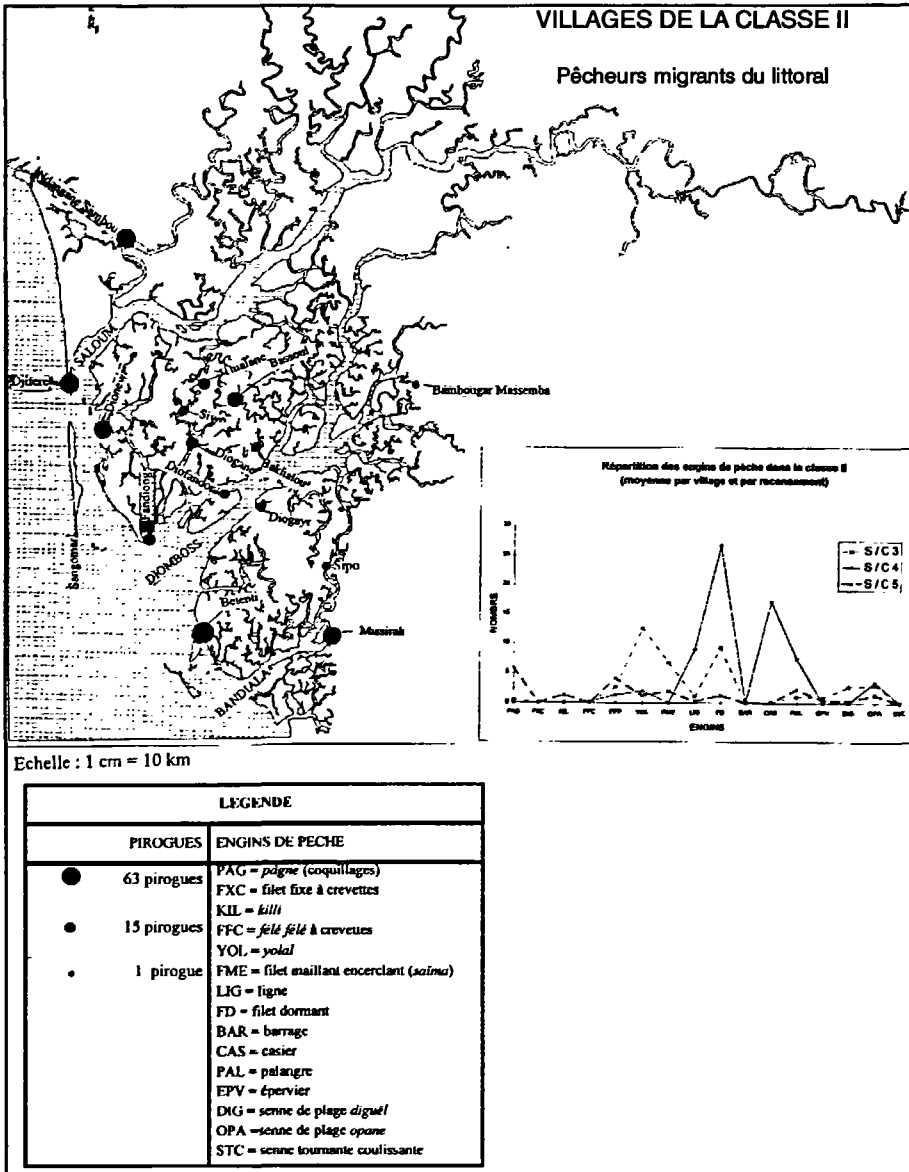


Figure 4

Classe II, carte de distribution des villages et campements de pêcheurs utilisant plus fréquemment les sennes de plage (OPA ou DIG), le filet dormant (FD), le filet maillant encerclant (FME), le filet dérivant de fond (YOL), la ligne (LIG), le casier à seiche (CAS) et le ramassage de coquillages (PAG) (cercles proportionnels au nombre de pirogues recensées).

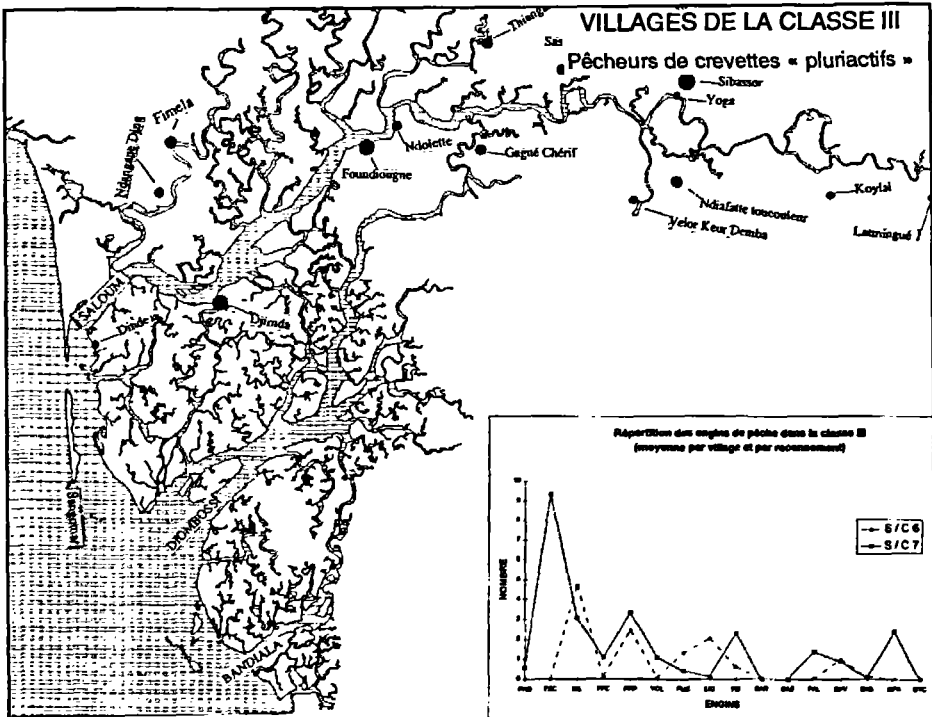
pectivement dans les classes I et III. L'activité est diversifiée car la ressource d'intérêt économique est elle-même diversifiée et accessible toute l'année d'où une faible variabilité saisonnière des sorties de pêche. Suivant les niveaux de variabilité de la ressource, ces pêcheurs exploitent de manière opportune les ressources disponibles en développant sur place des stratégies adaptatives ou de nouvelles formes de pêche (filet dormant à sole, casier à seiche, turlutte à poulpe etc.). Pour optimiser leurs rendements sur des espèces économiquement rentables (barracuda, capitaine, seiche, sole, machoiron etc.), ces pêcheurs de la classe II effectuent des déplacements entre zone et prolongent leur durée de sortie. Les pêcheurs qui utilisent le filet dérivant de fond (*yolal*) effectuent des migrations lointaines en Gambie et en Casamance. C'est dans cette classe à Djifère, Ndangane, et Missirah qu'on rencontre les unités de pêche les mieux structurées.

Classe III : Villages et campements de pêcheurs de crevettes « pluriactifs » (fig. 5)

La classe III a une localisation spatiale et une stratégie comparable à celle de la classe I mais ciblée sur la crevette *Penaeide*. L'activité de pêche est saisonnière. Deux techniques principales sont plus fréquemment utilisées, le filet fixe à crevette (*moudiasse*) et le filet mobile (*killi*). Mais dans cette classe, l'effort porté sur la crevette ne les empêche pas d'obtenir des prises par sortie de 216 kg de poisson. La technique utilisée est bien appropriée. Comme dans la classe I, les populations de sédentaires ne semblent pas présenter un intérêt suffisant avec des tailles trop petites, une abondance trop faible ou trop dispersée. La pluriactivité désigne ici la part importante des activités économiques autres que la pêche qui sont menées dans ces villages (agriculture au sens large, commerce, transport etc.). Pendant l'hivernage, la rentabilité économique de la pêche à la crevette et les activités complémentaires (tourisme, transport, cabotage, etc.) au détriment de la pêche « poisson » et de l'agriculture semblent guider le choix des pêcheurs.

Rythme de fréquentation des zones de pêche
et espèce cibles

Entre décembre 1990 et juillet 1993, plus de 135 lieux de pêche ont été répertoriés au cours des enquêtes de débarquement. Les tech-



Echelle : 1 cm = 10 km

LEGENDE	
PIROGUES	ENGINS DE PECHE
● 41 pirogues	PAG = palangre (coquillages)
	FXC = filet fixe à crevettes
● 15 pirogues	KIL = killi
	FFC = féfé féfé à crevettes
● 1 pirogues	YOL = yotal
	FME = filet maillant encerclant (sotma)
	LIG = ligne
	FD = filet dormant
	BAR = barrage
	CAS = casier
	PAL = palangre
	EPV = épervier
	DIG = senne de plage diguel
	OPA = senne de plage opane
	STC = senne tournante coulissante

1 Figure 5
 Classe III, carte de distribution des villages
 et campements de pêcheurs utilisant plus fréquemment
 le killi (KIL), le filet fixe à crevette (FXC)
 et le féfé féfé à crevette (FFC)
 (cercles proportionnels
 au nombre de pirogues recensées).

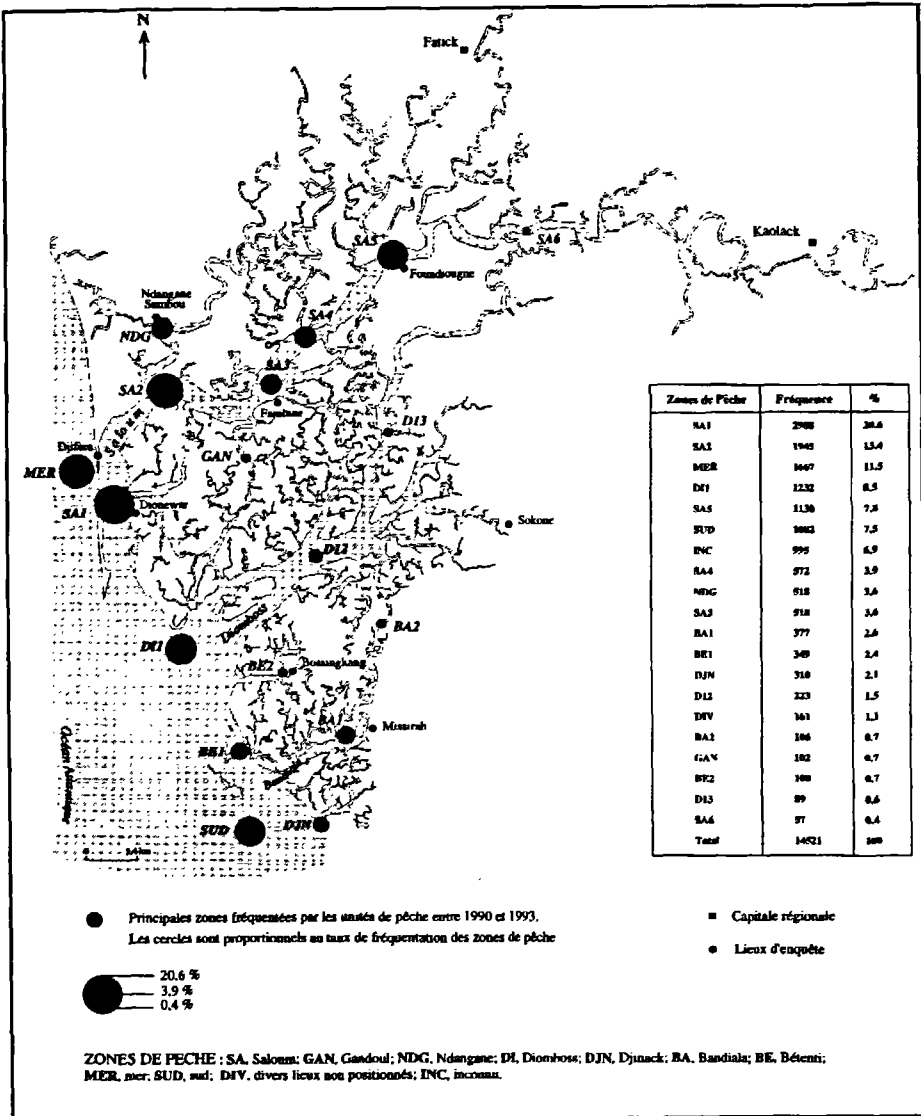
niques de pêche pratiquées sont rarement utilisées au-delà de l'isobathe 20-25 mètres. Certains lieux de pêche sont décrits par les patrons de pêche avec une grande précision (bouée 1 à 9, bouée blanche ou bouée noire). Ces indications rapportées à des éléments facilement repérables, peuvent être positionnées par rapport aux isobathes sur une carte. Pour d'autres, et c'est souvent le cas, le lieu supposé est associé à un village ou campement, à un bolong (*bolong* Bambou, *bolong* Labor), à une île ou une passe (île aux oiseaux, île aux bœufs, Banc rouge ou passe de Ndar), à un canal (canal de Ndolette), etc. La direction « mer » ou Gambie est aussi souvent donnée pour indiquer le lieu de pêche. Ces lieux de pêche correspondent à deux secteurs géographiques, l'estuaire et la mer. Comparés à la pêcherie artisanale maritime (Laloë et Samba, 1990), les éléments typiques du fond de pêche (nature des fonds, profondeurs) sont rarement utilisés pour désigner le lieu de pêche.

Nous avons procédé à un regroupement des 135 lieux répartis dans les bras et les bolong en 20 zones de pêche dont 8 sur le Saloum (SA1, SA2, SA3, SA4, SA5, SA6, NDG, GAN); 3 sur le Diomboss (DI1, DI2, DI3), 5 sur le Bandiala (BE1, BE2, BA1, BA2, DJN); 2 hors de l'estuaire (MER, SUD) et 2 zones non matérialisées sur la carte, regroupant divers lieux connus mais non localisés (DIV) ou des lieux de pêche inconnus parce que non déclarés par le pêcheur (INC).

Pour étudier la fréquentation des zones de pêche, nous avons d'abord établi la carte de distribution des principales zones de pêche fréquentées à partir des villages échantillonnés (fig. 6), ensuite, à partir d'une analyse factorielle des correspondances, nous avons présenté la distribution de la fréquentation des zones de pêche par les unités de pêche des trois classes de villages.

L'activité de pêche dans la zone SA1 est la plus importante (20 % des enquêtes de sorties réalisées), suivie de SA2 (13 %) et MER (11 %). La zone de pêche la moins fréquentée est SA6 en extrême amont du « fleuve » Saloum (0,4 %) (fig. 6). Ces taux de fréquentation indiqués montrent que l'effort de pêche déployé est très inégalement distribué dans l'espace halieutique. Il est résolument tourné vers le Saloum et sur la façade maritime.

Les zones de pêche les plus fréquentées de la classe I sont : DI2, BE2 et DI3). Le système utilisé dans la classe I est une exploitation



I Figure 6
 Carte de distribution
 des principales zones de pêche
 fréquentées par les unités de pêche
 entre 1990 et 1993.

de proximité, individuelle avec des moyens spécifiques mis en œuvre. L'exploitation est saisonnière et vient en complément d'autres activités (agriculture, cabotage, transport etc.).

Les villages de la classe II sont associés à plusieurs zones de pêche : SA1, SA2, NDG, DI1, DJN, BA1, MER et SUD. Dans ces villages, les unités de pêche sont motorisées et fréquentent toutes les zones de pêche en mer et les trois quarts des zones de pêche en estuaire.

Les unités de pêche des villages de la classe III fréquentent SA5, SA6 et SA4. Dans cette classe de villages, l'activité principale est dominée par la pêche des crevettes dans le Saloum.

Dynamique de l'activité de pêche

Répartition de l'activité de pêche

La dynamique de l'exploitation se mesure par la fréquence des sorties de pêche réalisées dans les villages. Ce nombre de sorties dépend de la capacité fonctionnelle de la flottille mais aussi de facteurs externes à l'unité de pêche (environnement social ou économique du pêcheur, état de la mer, disponibilité de la ressource etc.) (Ecoutin, 1990).

À partir des données sur l'activité de pêche, nous avons estimé le taux d'activité dans les différentes classes de villages (Bouso, 1996). L'effort moyen mensuel par unité de pêche puis par classe de villages et pour la région est ainsi calculé sur la période qui correspond aux enquêtes réalisées entre janvier 1991 et juillet 1993.

Globalement, l'activité est relativement élevée dans la zone (en moyenne, 93 % des pirogues recensées sont en activité et 1 pirogue sur 3 effectue une sortie journalière). On constate que l'importance de la pêche dans les différentes classes de villages est liée à la concurrence entre différentes activités. Les villages peuvent être classés dans une échelle de dynamique différente suivant les classes. Il apparaît que le taux d'activité de pêche est plus élevé dans la classe II (0,44), moyen dans la classe III (0,35) et relativement faible dans la classe I (0,18).

Variations saisonnières de l'activité de pêche

On distingue schématiquement trois saisons de pêche.

Pendant la saison sèche froide (décembre à avril), l'effort de pêche le plus important est développé dans l'estuaire (aux embouchures du Diomboss et du Bandiala). À l'aide de filets maillants encerclants, les pêcheurs capturent les ethmaloses qui se trouvent en bancs compacts aux alentours de « banc rouge » (zones de pêche DII et SUD) et à l'intérieur des zones d'échange des bras de mer (zones SA2, SA3, SA4 et SA5) (fig. 6). Pendant cette saison, l'effort de pêche est maximal dans les villages de la classe I (mois de mai) avec une moyenne mensuelle de 27 sorties réalisées dans l'estuaire. Cette phase correspond à la période creuse pour les sorties en mer dans la classe II (raréfaction du poisson en mer et intensité des alizés en janvier et février) (Fréon et Weber, 1983).

La période de transition d'avril à juin correspond à la pénétration des bancs d'ethmaloses plus en amont et des machoirons dans l'ensemble des bras et *bolong*. Les maxima de sorties sont observés avec les filets maillants encerclants, les filets maillants dérivants de fond (*yolal*) et les palangres dans les villages des classes I et II.

À partir de juin, la tendance saisonnière s'estompe dans la classe I. Dans les villages de la classe III, on observe deux valeurs maximales en août et novembre pour la pêche en estuaire (pêche à la crevette). Dans les villages de la classe II, une valeur maximale est observée en septembre (12 sorties en moyenne) pour la pêche en mer. Ce maximum de sorties observé en mer au mois de septembre est à mettre en relation avec la progression sud-nord des eaux chaudes atlantiques favorisant la pénétration des espèces cibles : *Sphyraena spp.*, *Lutjanus spp.*, *Pseudolithus spp.* et Polynemidae. Cette période correspond aux valeurs minimales de sorties obtenues pour les classes I et III. Pour la classe III, la pêche de la crevette Penaeide pendant la saison des pluies explique le nombre de sorties important observé au mois de novembre.

Discussion

Pour l'étude de cette pêcherie, une nouvelle piste de recherche par une approche typologique de villages est proposée. Cette approche

permet la traduction spatiale de la dynamique de l'exploitation halieutique et des rythmes d'activité des unités de pêche à différentes échelles. L'exploitation replacée dans ce contexte spatial, conduit à une réflexion nouvelle sur l'aménagement des pêcheries, différente du cadre habituel de travail en pêche artisanale. Cependant, l'information halieutique est toujours composite, car l'activité de pêche est conditionnée à la fois par des phénomènes écologiques (hydrodynamisme, éthologie...), technologiques (fonctionnement des engins) et humains (tactiques, stratégies de pêche). Son interprétation est donc toujours problématique pour isoler l'effet des paramètres et hiérarchiser les facteurs technologiques et humains par rapport aux facteurs environnementaux et écologiques.

Les enquêtes halieutiques classiques (prises et effort de pêche) permettent de recueillir à moindre coût une information abondante et une description statistiquement satisfaisante. Mais des études antérieures montrent que l'utilisation des méthodes classiques est très mal adaptée aux pêcheries multispécifiques et multiengins des milieux estuariens ou fluvio-lagunaires (Ecoutin, 1992; Laë, 1992; Charles-Dominique, 1993). Cette approche par village mérite donc d'être développée dans d'autres régions exploitées présentant des peuplements ichtyologiques comparables à ceux du Sine-Saloum notamment les estuaires de la sous-région et la zone côtière du golfe de Guinée (Chavance *et al.*, 1994). L'un des problèmes majeurs viendra de ce qu'il faut bien connaître la biologie des poissons et les liens avec d'autres facteurs (environnementaux, socio-économiques et humains), d'où la nécessité de dépasser les limites de l'analyse purement biologique ou économique, en cherchant ailleurs des compléments indispensables pour compléter l'approche halieutique (qui ne peut tout expliquer) par des enquêtes simultanées dans différents domaines.

Conclusion

Après deux décennies de dure sécheresse le système d'exploitation dans l'estuaire du Sine-Saloum a été profondément modifié. La pêcherie semble se restructurer et évoluer vers un modèle d'exploitation de type mixte.

L'approche typologique et l'analyse détaillée par classe de villages montrent que les pêcheurs artisans ne constituent pas une communauté homogène. Le comportement du pêcheur face à la diversité des espèces est différent suivant les classes de villages (rapports entre abondance de la ressource halieutique et leur valeur marchande par rapport à d'autres types de ressources).

Les pêcheurs de la classe I ou III choisissent de construire des engins adaptés pour pêcher des espèces sédentaires ou des formes marines-estuariennes en déplacement dans les chenaux de marée. Il y a donc bien une exploitation stratégique ciblée sur des populations marines ou marines-estuariennes en déplacement dans les *bolong*. Le renouvellement de la ressource est possible. Au fur et à mesure de son exploitation, les masses d'eau des grands bras du Saloum et du Diomboss assurent en grande partie ce renouvellement et jouent le rôle de facteur dispersif de la ressource. Pendant la saison des pluies et au cours des cycles de marée, les stations amont jouent un rôle de « système de concentration » à un instant donné. Ainsi, les rendements moyens apparents obtenus dans la classe I (PPS d'ethmalose, de Mugilidae et de Sphyraenidae) sont les plus élevés, comparés à ceux obtenus pour les espèces sédentaires (Cichlidae ou Gerreidae).

Dans la classe II, les engins utilisés sont « efficaces » pour la pêche dans l'estuaire, en mer ou hors du Sine Saloum. Les rendements les plus élevés obtenus dans cette classe de villages sont le fait des *saima* à ethmaloses (645 kg/sortie). Les *saima* à ethmalose fonctionnent comme des filets maillants dérivants qui capturent les populations qui se déplacent pour exploiter l'habitat immergé à chaque marée haute puis regagnent les chenaux à marée basse lorsque l'habitat est exondé. Dans ces conditions, les résultats obtenus de l'augmentation des prises par sortie en fonction de l'amplitude des marées et donc de la surface de l'habitat disponible à marée haute laissent supposer que l'abondance des populations colonisatrices augmente en même temps pour devenir maximale pendant les hautes mers de marée de vives eaux (amplitude des marées liées aux phases lunaires).

Par ailleurs dans l'estuaire du Sine-Saloum, la relation pêcheur-poisson ne s'exerce pas isolément mais dans un contexte beaucoup plus vaste (pêche, agriculture, autres activités). Si l'espèce recherchée n'est pas disponible, deux situations peuvent se présenter selon les classes de villages :

- le pêcheur des villages de la classe I ou III se tourne vers l'agriculture qui constitue son activité de base principale ou vers d'autres activités (cabotage, transport, etc.); les migrations de pêche dans les classes I et III sont surtout liées au rythme biologique de l'ichtyofaune, à la plus ou moins grande pénétration vers l'amont des espèces estuariennes-marines ou marines-estuariennes.

- le pêcheur des villages de la classe II peut effectuer des migrations de pêche. Ce type de stratégie de pêche implique la possession d'un matériel adapté en mer et dans l'estuaire (exemple des unités de pêche équipées de filet dérivant de fond (*yolal*), casiers à seiche ou filets à soles). Les migrations de pêche dans l'estuaire du Sine-Saloum sont souvent synonymes de pêche d'une même espèce qui est recherchée à cause de sa haute valeur commerciale (*Sphyraena spp.*, *Lutjanus spp.*, *Pseudolithus spp.*, Soleidae etc.) ou de son abondance (ethmalose, mullet, Ariidae etc.). Des campagnes de pêche saisonnières sont aussi organisées. Elles s'exercent non loin des zones de pêche habituelles du pêcheur et sont directement liées aux déplacements du poisson. Les migrations de poissons sont à leur tour influencées par l'arrivée des eaux douces de pluies provoquant la dessalure des eaux et par les eaux chaudes ou les eaux froides atlantiques.

Bibliographie

- ALBARET J.J., 1991 —
*Techniques d'échantillonnage
 des peuplements de poissons.*
 Document présenté à la réunion
 « peuplements ichtyologiques »
 à Paris du 20 au 21 juin 1991,
 8 p. multigr.
- ALBARET J.J., ECOUTIN J.M., 1990 —
*Rapport de mission au Sénégal (du
 18 au 30 janvier 1990) et en Guinée
 (du 30 janvier au 8 février 1990),*
 Orstom Montpellier HOT/90/05, 48 p.
- ALBARET J.J., DIOUF P.S., 1994 —
 « Diversité des poissons des lagunes

et des estuaires ouest-africains ».
In : G. Teugels, J. F. Guegan
 et J.J. Albaret (eds)
*Diversité biologique des poissons
 d'eaux douces et saumâtres
 d'Afrique.* Ann. Mus. r. Afr. Centr.,
 Zool., 275 : 165-177.

BARRY-GÉRARD M., DIOUF T.,
 FONTENEAU A., 1994 —
*L'évaluation des ressources
 exploitables par la pêche artisanale
 sénégalaise.* Symposium de Dakar,
 du 8 au 13 février 1993, Orstom,
 Tome 1 : Compte rendu des
 discussions (en français et en

anglais), 98 p. Tome 2 : document scientifique présenté lors du symposium, 424 p.

Bouso T., 1996 —

La pêche artisanale dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal) : approche typologique des systèmes d'exploitation. Thèse de Doctorat, Univ. de Montpellier II, 293 p.

BOUSSO T., DIADHIOU H., DIOUF P.S., LE RESTE L., 1992 —

« L'Aquaculture en milieu continental au Sénégal ». In : *Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal*, UICN, Gland, Suisse : 343-364. Actes de l'atelier de Gorée du 27-29 juillet 1992, IUCN/ISRA/IFAN.

CHAVANCE P., BANGOURA C., DAMIANO A., DIALLO A., 1994 —

La pêche artisanale maritime guinéenne en 1992. 1.- Description des types d'engins et types de pêche, *Doc. sc. n° 26 Cent. Nat. des Sci. Halieut. Boussourah*, 68 p.

CRODT, 1985 —

Approche globale du système pêche dans les régions du Sine-Saloum et de la Casamance.

Contribution à l'élaboration d'un plan directeur pour le développement des pêches dans le sud du Sénégal. *Doc. int. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 672 p.

DIOP S., 1990 —

La côte ouest-africaine du Saloum (Sénégal) à la Méllacorée (Rép. de Guinée). Orstom, Coll. *Études et Thèses*, 379 p.

DIOUF P.S., 1996 —

Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest : l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. Thèse de Doctorat, Univ. de Montpellier II, 267 p.

ECOUTIN J.M., 1990 —

« Adaptabilité d'une flottille de pêche artisanale à la variation des ressources instables ». in : Cury Ph., Roy C., eds, *Instabilité et changement des pêcheries Ouest-Africaines.*

FRÉON P. et WEBER J., 1983 —

Djifère au Sénégal. La pêche artisanale en mutation dans un contexte industriel. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 47 (3 et 4) : 261-304.

LALOË F. et SAMBA A., 1990 —

La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégies de pêche. *Études et Thèses*, Orstom, Paris, 395 p.

LEROUX M., 1983 —

Le climat de l'Afrique tropicale, 2 vol., 650p., 351 illustrations + un atlas de 250 cartes. Edit. Champion, Paris.

MARIUS C., 1979 —

Les mangroves du Sénégal. Ecologie, pédologie, utilisation. Orstom, Dakar, 84 p.

MORAL P., 1965 et 1966 —

Le climat du Sénégal. Le schéma climatique ; les saisons.

Rev. Géogr. Afr. occident. Dakar, n° 1-2 : 44-70, 10 fig.

Le climat du Sénégal - Les types de temps, les régions climatiques.

Rev. Géogr. Afri. occident., Dakar, n°3, pp. 3-25, 9 fig., bibliogr.

PAGES J. et CITEAU J. 1990 —

Rainfall and salinity of a sahelian estuary between 1927 and 1987. *J. of Hydrology*, 113 : 325 - 341.

VAN CHI BONNARDEL R., 1977 —

Exemple de migrations multiformes intégrées : les migrations des nyominka

(îles du bas Saloum, Sénégal).

In : *Bulletin de l'IFAN*, T. 39, série B, n° 2, octobre 1977, 836-890.

Les usages de l'espace dans la pêche artisanale sénégalaise

Emmanuel Charles-Dominique

Halieute

Adama Mbaye

Sociologue

I Introduction

L'occupation de l'espace par les pêcheurs artisans ouest-africains est souple et variée (Haakonsen et Diaw, 1991) : on observe différentes formes de mobilité et d'occupation des espaces plus ou moins régulières, à différentes échelles, depuis les abords des villages jusqu'à des centaines voire des milliers de kilomètres. La mobilité évolue rapidement en raison des réorganisations permanentes dans des environnements eux-mêmes changeants. Ces phénomènes doivent être correctement interprétés pour envisager une gestion des pêches adaptée, notamment les réglementations concernant les espaces (aires protégées, fermetures localisées, etc.).

De nombreuses évolutions techniques se sont produites en raison du développement des marchés d'exportation vers les pays développés et vers la région ouest-africaine. De nombreux pêcheurs ont répondu par des adaptations variées à une demande nouvelle et diversifiée de produits, soumis à des contraintes de qualité de plus en plus strictes : conservation à bord, pêches lointaines conduisant à l'accroissement de la capacité des pirogues, adoptions d'engins sélectifs plus diversifiés, etc. De même, la diminution de l'abon-

dance de certaines ressources démersales sur les zones de pêche traditionnelles a provoqué des adaptations. Dans l'ensemble, on assiste au Sénégal à un développement global de l'activité accompagné d'une diversification des techniques.

Si le marché et la ressource expliquent en partie ces phénomènes, ils ne permettent pas d'évaluer la stabilité des pêcheries ni la durabilité de l'ensemble du système. La complexité des situations de pêche artisanale est aujourd'hui largement reconnue (Durand *et al.*, 1991). Les principales approches qui ont traité de ces phénomènes ont été des synthèses pluridisciplinaires (Quensière, 1993, 1994) et des approches par simulations (Bousquet, 1994; Le Fur, 1995).

L'approche ébauchée ici tente de décrire la complexité globale à partir de « micro » systèmes eux-mêmes complexes. Nous nous intéressons aux changements des types de pêche depuis les plus élémentaires – engins, sorties – jusqu'aux plus englobants – combinaisons techniques, spécialisations communautaires, formes de mobilité, etc. Une enquête-cadre réalisée en 1998, en cours de dépouillement, a inventorié les changements techniques sur le littoral sénégalais, de Saint-Louis à Joal (fig. 1).

I Méthodologie

L'inventaire se compose :

– d'une enquête technologique halieutique, qui décrit 1) des engins de pêche, les variantes locales, les changements survenus, du point de vue de leur utilisation et de leur fabrication, 2) les sorties dans lesquelles les engins sont mis en œuvre. Cette enquête « élémentaire » considère la sortie comme une mise en œuvre de moyens efficaces et adaptés mettant en relation certains objectifs d'exploitation (capture, conservation du produit et du matériel de pêche) et d'exploration, avec certaines finalités, dans des contextes environnementaux ; les finalités techniques sont l'efficacité et l'adaptation à l'environnement ;

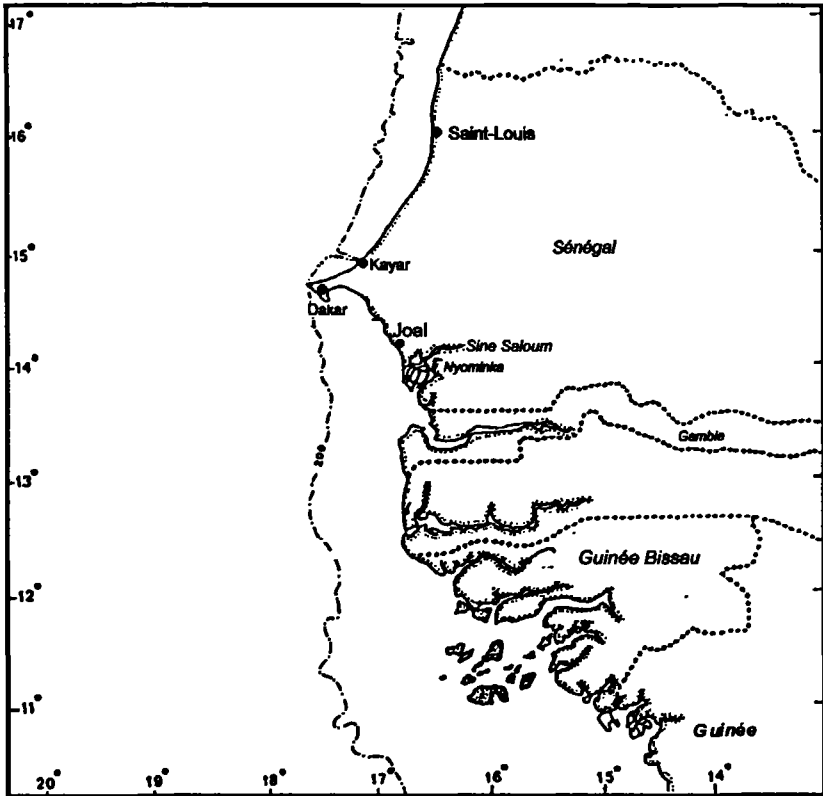


Figure 1
Carte de situation.

– de la construction simultanée d'une typologie d'engins et de sorties. Les catégories sont aussi bien celles de la technologie des pêches que celles des pêcheurs (noms et catégories locales). Les statistiques de prises et d'effort de pêche apportent une information qui peut compléter les données de l'inventaire.

Cette méthodologie a été utilisée de manière préliminaire dans la description de l'innovation qu'a constituée la diffusion du trémail (Charles-Dominique et Diallo, 1997). On aboutit ainsi à des reformulations de typologies comme celles que nous présentons à propos de la mobilité.

L'explication halieutique de la mobilité

Mobilité de sortie de pêche

Nous nous intéresserons dans cet article à la mobilité des unités qui sont constituées dans les sorties de pêche (« unités de pêche » par la suite). Les sorties sont des opérations à la fois longues et fréquentes ; à chaque sortie une « boucle » est parcourue dont le point de départ et d'arrivée est une base à terre. On observe différentes formes de mobilité dans les comparaisons entre types de sorties de pêche, qui se combinent avec des changements de base.

Trois classes de durées distinctes se présentent dans la comparaison inter-sorties (fig. 2) :

– la « sortie quotidienne » en pirogue ou à pied est la forme la plus ancienne, elle est toujours très répandue et concerne aussi bien les

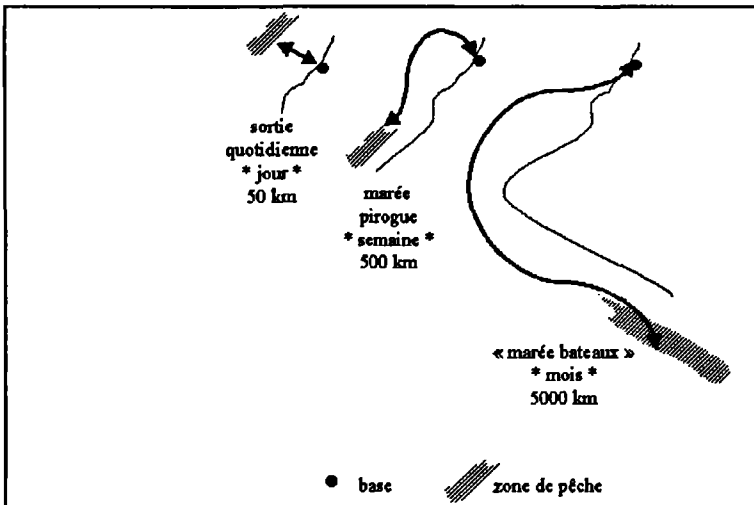


Figure 2

Mobilité de sorties de pêche.

Trois échelles de durée et de distance parcourue apparaissent dans les parcours entre les bases et les zones de pêche.

formes de pêche anciennes (lignes à main, sennes de plage) que récentes (sennes tournantes); les rayons d'actions sont compris entre zéro et quelques dizaines de kilomètres;

– la « marée pirogue » est une sortie longue, de 2 à 30 jours, dont le rayon d'action peut atteindre 800 km (Guinée). Ces sorties sont apparues dans les années 1970; initialement, seules des lignes à main étaient utilisées; dans les dernières années, les marées se sont diversifiées (palangres, filets);

– les « marées bateaux » permettent un déplacement à grande distance (Sierra Leone, Gabon, jusqu'en Angola actuellement) de dizaines de pirogues chargées sur un bateau étranger. Ce type d'organisation est connu ailleurs dans le monde (par exemple c'était celui des voiliers terre-neuviens qui embarquaient des doris); il date de plusieurs dizaines d'années au Sénégal. Il est loin d'être marginal, puisqu'à Saint-Louis, en novembre 1997, 11 bateaux étaient présents pour embarquer 470 pirogues, 2 500 pêcheurs et 300 membres d'équipage. Les petites pirogues une fois débarquées reprennent en général immédiatement la pêche locale.

Il existe donc trois grandes options de mobilité dans les sorties de pêche. Les sorties quotidiennes étaient les seules qui existaient au début du siècle, la mobilité étant obtenue par des migrations le long du littoral (voir ci-dessous mobilité de base). Les « marées » en pirogue et les « marées-bateaux » sont des formes secondaires, qui se sont développées considérablement depuis les années 1970.

Les « marées-pirogue » les plus répandues actuellement utilisent des palangres et des lignes à main. Les espèces cibles sont des espèces démersales et les prises sont conservées dans des glacières. Une quantité de 4 tonnes de poisson de haute valeur commerciale peut ainsi être produite en une dizaine de jours. Les zones de pêche fréquentées n'ont pas encore été décrites précisément, mais elles sont éloignées de la base et restent plutôt côtières. Ainsi, des pirogues sénégalaises font des marées depuis Dakar jusqu'en Guinée (800 km) où elles côtoient les pirogues locales qui font des sorties quotidiennes. Les zones éloignées des côtes sont fréquentées en Guinée Bissau, mais posent des problèmes de sécurité (passages de navires et éloignement des côtes). Ces grands parcours peuvent aussi présenter des risques en périodes d'insécurité politique (Guinée Bissau, Mauritanie).

L'organisation en marées (« marées pirogues » et « marées bateaux ») favorise la cohésion des équipages qui s'autonomisent

durant les longues séparations de la famille. Pour cette raison, les marées ne sont pas partout bien acceptées socialement. Les marées pirogues nécessitent par ailleurs de réunir à terre un ensemble d'équipements et de conditions. L'avitaillement (en glace, eau, carburant, appât) doit pouvoir se faire en même temps que le débarquement et la vente, ce qui n'est possible que dans les grands centres.

Ce résumé succinct de l'organisation des marées montre que cette forme de pêche comporte des risques et des contraintes particulières. Cela explique que, le plus souvent, les familles répartissent les risques et associent la pêche en marée avec des sorties quotidiennes. Les pêcheries artisanales se présentent généralement comme une mosaïque de formes de pêche complémentaires.

En adoptant telle solution technique pour répondre à leurs besoins et s'adapter à leur environnement, les pêcheurs acceptent ou découvrent dans la pratique des contraintes organisationnelles avec lesquelles ils devront composer. Ces contraintes évoluent en fonction des possibilités et contraintes de l'environnement. Par exemple, parmi les marées pirogues utilisant des lignes, il existe une différenciation entre les petites pirogues qui ont une autonomie de 2 à 3 jours et les grandes pirogues (22 mètres) qui font les grands parcours. Ces dernières ne sont rentables que dans la pêche lointaine et sinon sont immobilisées, contrairement aux petites pirogues de marées qui sont rentables dans la pêche proche et peuvent exploiter les poulpes et les seiches, une ressource démersale actuellement importante.

Mobilité intra-sortie

L'organisation en « marées » est plus simple à partir de certaines formes de pêche. Nous distinguons dans notre typologie de sorties en préparation les sorties avec engins embarqués (lignes, sennes tournantes) où les parcours peuvent changer à chaque sortie, et les sorties avec engins posés en mer (filets dormants, casiers) dans lesquelles la mobilité est réduite pendant la période comprise entre l'installation et l'enlèvement des engins (fig. 3).

On peut donner un exemple des contraintes de mobilité des sorties de pêche aux filets dormants. Les pêcheurs placent des filières en mer qui restent en pêche pendant plusieurs semaines voire plusieurs mois,

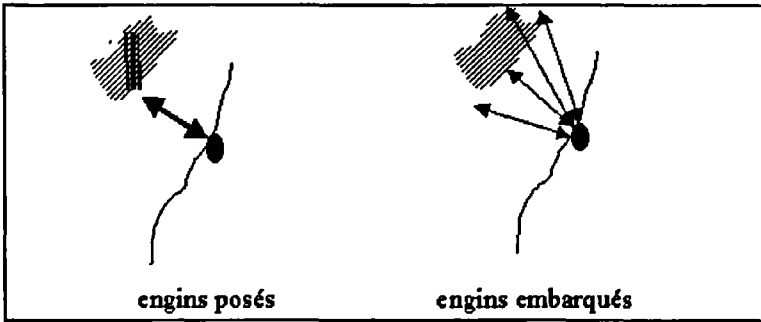


Figure 3
 Mobilité intra-sortie.
 La mobilité des sorties quotidiennes
 est réduite quand les engins sont posés.

et visitent ces filières quotidiennement. Les filières d'une unité de pêche sont regroupées dans une zone assez limitée, ce qui facilite le travail quotidien. En l'absence du pêcheur, l'interaction poisson-engin est permanente, et rythmée par la relève qui a lieu généralement toutes les 24 heures. Ce rythme fixe le délai capture-récupération. Ce délai est « stratégique » puisque tous les poissons capturés qui meurent quelques heures avant la relève des filets sont impropres à l'exportation. Ce délai explique en grande partie les évolutions récentes des filets dormants (tendance à des engins plus sélectifs, recherche d'espèces plus résistantes). La conservation du produit à bord ne pose pas de problème avec ces techniques, car le délai récupération-débarquement est court devant le délai capture-récupération.

Autrefois, les « filets dormants à poissons » étaient répandus : peu sélectifs ils fournissaient un produit de qualité variable mais facilement écoulé dans les réseaux locaux adaptés aux différents degrés de fraîcheur. Ces engins ont fortement régressé par endroits (Mbour, etc.). D'autres types ont été « sélectionnés » : le trémail qui limite fortement les mortalités après capture, ou le filet à soles très sélectif qui cible des espèces très résistantes. Cette sélection s'est faite dans un environnement actuel où les prix de vente sont beaucoup plus élevés à l'exportation que sur le marché local, mais avec des contraintes de qualité nouvelles, et une demande de produits et d'espèces de plus en plus diversifiés.

Mobilité de base

Le deuxième niveau de mobilité est le changement de base observé dans les « campagnes ». La campagne est une forme d'activité saisonnière remarquable de la pêche d'Afrique de l'Ouest (Haakonsen et Diaw, 1991). Il s'agit d'un changement d'organisation de la pêche collectif d'une durée de quelques mois. C'est souvent l'occasion d'un déplacement des unités de pêche et d'une partie des familles, vers des bases temporaires (« campements »). Les mêmes campements peuvent être fréquentés à chaque saison pendant de longues périodes. Des relations sont maintenues avec la base d'origine (déplacements de personnes, communications).

Ces mouvements saisonniers ne sont pas propres à la pêche. Il existe des campagnes agricoles dans toute la région souvent liées aux

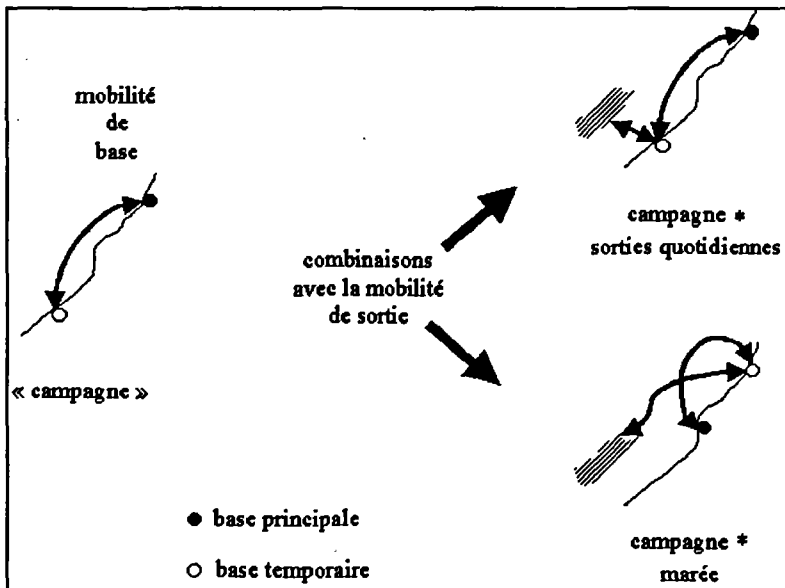


Figure 4

Mobilité de base.

Les pêcheurs effectuent des migrations temporaires (campagnes) qui se combinent avec les différents types de sorties.

variations saisonnières des conditions climatiques. La mobilité de base, combinée à la mobilité de sorties, donne les deux combinaisons de la fig. 4 (la combinaison campagne*marées bateaux n'existe pas).

Nous limiterons ici notre présentation à ces quelques formes de mobilité : il en existe d'autres plus spécifiques. Par exemple, le transport quotidien de l'équipage par la route, du lieu de résidence au campement où se trouve l'unité de pêche, est une variante de la mobilité de campagne dans laquelle les pêcheurs continuent à résider dans la base principale.

I L'explication non halieutique de la mobilité

Ces types de mobilité simples donnent par leurs combinaisons une grande souplesse d'adaptation aux conditions variées de ressources vivantes et de marché. Inversement, il existe des formes de mobilité qui ne peuvent pas s'expliquer par des adaptations aux conditions globales de ressources et de marché. Elles découlent d'évolutions locales de la pêche dans des contextes singuliers.

Nous présentons trois de ces formes de mobilité sur la figure 5.

- les unités de pêche originaires de Kayar sont sédentaires et effectuent des sorties quotidiennes ;
- de nombreuses unités de pêche *nominka* des îles du Saloum effectuent des campagnes de pêche dans des campements fixes et anciens (pour certains fondés au début du siècle) où elles effectuent des sorties quotidiennes et des marées. Ces unités (de Bassoul, Bassar et environs) pratiquent peu les sorties à partir de leurs villages d'origine ; la zone fréquentée se situe au sud des îles du Sine Saloum et forme la partie nord de la région des « Rivières du Sud » (Cormier-Salem, 1994 ; Van Chi Bonnardel, 1977) ;
- les unités de pêche de Guet Ndar (quartier des pêcheurs de Saint-Louis du Sénégal) mêlent tous les types de mobilité : les fréquentations régulières de campements (Kayar, notamment), les campagnes

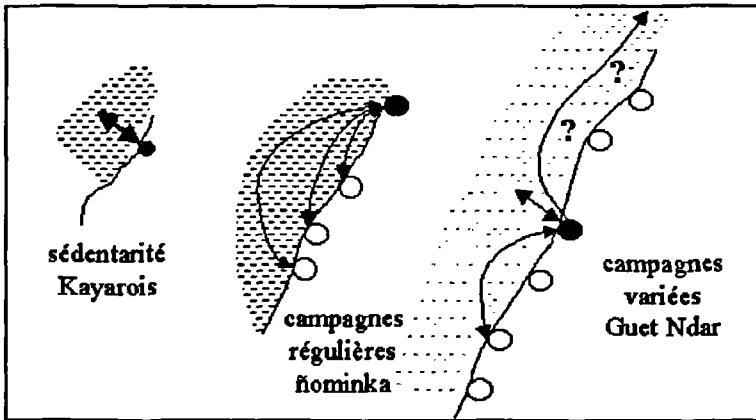


Figure 5
 Mobilité de « territoire ».
 La pêche est exercée dans des domaines
 plus ou moins vastes et parfois éloignés de la base permanente.

aux destinations variées et irrégulières, les « marées-bateaux » et la pêche quotidienne.

Ainsi, le régime régulier de mobilité des kayarois et des ñominka fait apparaître un espace fréquenté bien délimité qui équivaut à un « territoire de pêche » (les échelles sont différentes : de quelques kilomètres chez les kayarois et de quelques centaines de kilomètres chez les ñominka). À Kayar, on observe de plus l'appropriation et la réglementation collectives de cet espace. Celle-ci s'est structurée de manière spectaculaire au cours des dernières années : depuis 4 ans fonctionne un système de gestion locale de la pêche. Les règles nombreuses et détaillées portent à la fois sur les techniques autorisées dans certaines zones proches du village et sur les prises débarquées. De plus, la gestion est communautaire, et comporte des systèmes de solidarité (assistance en mer, cotisations en cas de perte accidentelle de matériel) (Dieng *et al.*, 1998); l'espace en face de Kayar a les caractéristiques générales d'un finage.

La situation de Guet Ndar est l'opposée de celle de Kayar ; les pêcheurs de Guet Ndar sont parmi les plus mobiles des pêcheurs sénégalais ; il n'y a aucun système de gestion (par réglementations, taxations, etc.) ni de solidarité communautaires dans les sorties de pêche.

Ces différences d'occupations de l'espace s'expliquent par des facteurs non-halieuistiques. Chauveau (1991) montre par une approche historique l'existence de grands systèmes d'activités multiples, anciens, mettant en jeu des schémas migratoires et donnant leur forme aux activités halieuistiques locales. Les *ñominka* ont exercé et continuent d'exercer simultanément, dans le « territoire » constitué par leurs parcours de pêche, différentes activités : cabotage, commerce, etc.

Plusieurs auteurs ont décrit des organisations différentes suivant que les pêcheurs conservent d'autres activités, notamment agricoles (Cormier-Salem, 1990 ; Quensière, 1994). Depuis les années 1960, l'agriculture a, comme la pêche, connu des mutations importantes, bien que très différentes l'une de l'autre. Certaines combinaisons pêche-agriculture ont disparu, d'autres se sont renforcées (le maraîchage à Kayar est lié à la pêche au niveau villageois, Dieng *et al.*, 1998). Aujourd'hui, le « pêcheur-paysan » n'est plus le seul modèle de pêcheur pluriactif. D'autres activités et ressources viennent progressivement s'intégrer aux systèmes précédents (tourisme, commerce, matelots dans la pêche industrielle, etc.).

I Comparaison de deux modes de gestion des espaces

La gestion kayaroise est ancienne, mais elle a pris sa forme actuelle au début de l'année 1994. La dévaluation du franc CFA en janvier 1994 provoque de fortes hausses des prix à l'exportation, et des conflits entre pêcheurs et mareyeurs pendant plusieurs semaines. Les pêcheurs de Kayar font alors une grève de la production et mettent en place une limitation des prises destinée à contrôler les prix. L'efficacité de la réglementation de ce point de vue n'a pas fait l'unanimité, à cause de la concurrence des mareyeurs des autres ports. Cependant, la réglementation a été maintenue activement depuis son instauration, et elle est souvent citée comme un exemple à suivre dans plusieurs autres localités (Yoff, Ouakam, etc.) (cf. l'enquête de Dieng *et al.*, 1998).

Il est vraisemblable que trois phénomènes sont liés et se renforcent mutuellement à Kayar : la sédentarité, la coexistence d'activités variées dans le temps et dans l'espace, des dispositifs collectifs de gestion interdépendants. Dans ce cas, la gestion pratiquée a des conséquences non halieutiques : en limitant les quantités pêchées, elle libère du temps de travail (les quantités autorisées pouvant être obtenues parfois en une heure ou deux) et amplifie l'intégration de l'activité halieutique aux autres activités. Elle présente de plus divers avantages commerciaux et politiques, dans la mesure où elle rejoint les tendances commerciales soutenues par les mouvements écologistes (mouvement d'attribution des « labels verts ») et les vœux de l'administration des pêches (gestion des stocks).

Inversement, les Guet Ndariens, qui sont réputés « vrais pêcheurs », n'ont élaboré aucune règle d'usage communautaire des ressources vivantes. Chez eux, la pêche semble peu combinée à d'autres activités ou du moins pas de manière à orienter durablement les activités de pêche ; la répartition des risques qui est obtenue à Kayar par la pluriactivité est obtenue à Guet Ndar par la mobilité géographique et la souplesse due aux combinaisons de techniques (Mbaye, 1998).

Les conséquences en matière d'accès aux ressources sont différentes : le système kayarois fournit des quantités régulières bien rémunérées au prix d'une limitation du travail et du développement de la pêche ; le système Guet Ndarien repose sur un accroissement de l'activité halieutique accompagné d'une forte variabilité. Les ressources exploitées par les Guet Ndariens varient en raison des conditions naturelles d'abondance aussi bien des pélagiques que des démersaux (effondrement d'une ressource majeure comme le tasergal, Laloë et Samba, 1990, ou émergence du poulpe récemment). La variabilité des ressources est partie intégrante du mode d'exploitation Guet Ndarien : elle est subie ou exploitée mais pas régulée.

I Discussion et conclusion

Nous reviendrons d'abord sur l'approche développée dans cet article. Nous avons décrit la mobilité d'unités constituées dans le cadre des sorties de pêche. Nous avons considéré ensuite les sorties

elles-mêmes en tant que moyens mettant en relation certains objectifs (d'exploitation : capture, conservation du produit et du matériel de pêche, et d'exploration) et certaines finalités techniques (efficacité, adaptation à l'environnement), et les types de sorties en tant qu'organisations particulières observées sur le terrain.

Les types de sorties ou d'engins émergent dès le début de l'enquête de terrain et tout au long de l'inventaire (cf. méthodologie), et dans l'analyse hors terrain : il ne s'agit pas de constructions logiques mais d'organisations particulières qui sont observées, dont on constate les propriétés de stabilité ou de durabilité. Parmi les différents types de pêche, certains semblent « rester » dans la logique halieutique (interaction ressources-marchés) comme à Guet Ndar, tandis que d'autres semblent se situer dans des systèmes d'interactions plus vastes.

Le véritable problème est de parvenir, dans des situations complexes, à des explications suffisamment stables pour être utiles ou pertinentes. Ici l'explication globale consiste à faire jouer deux niveaux complémentaires : le type de sortie et la sortie elle-même. Notre approche permet d'explorer le fonctionnement d'un système duquel émergent des types de sorties de pêche et de concilier les formes halieutiques et non halieutiques.

Quoi qu'il en soit, c'est très vraisemblablement par une analyse systémique dont nous ne faisons encore qu'entrevoir la possibilité que l'on arrivera à concilier des oppositions de ce type. La difficulté de l'analyse systémique vient de l'absence de méthode de « systémographie », de spécification des systèmes de manière pertinente, utile et non pas artificielle. Le système des sorties de pêche s'avère utile pour décrire des processus de changements halieutiques. Comprendre les dynamiques d'occupation des espaces par les poissons et par les pêcheurs est certainement indispensable pour la réussite de réglementations portant sur des espaces (aires protégées, fermetures localisées, etc.). Mais ce n'est aucunement suffisant : il faut pouvoir synthétiser utilement ces connaissances hétérogènes dans un cadre de représentation systémique.

Remerciements

Tous nos remerciements vont à Jacques Quensière pour ses relectures et remarques au cours de la préparation de cet article.

Bibliographie

- BOUSQUET F., 1994 —
Des milieux, des poissons, des hommes : étude par simulation multi-agents, le cas de la pêche dans le Delta Central du Niger. Thèse de doctorat, Université Cl. Bernard, Lyon, 199 p.
- CHARLES-DOMINIQUE E.,
DIALLO M., 1997 —
Le trémail, une innovation dans la pêche artisanale sénégalaise : processus de diffusion et fonctionnement.
Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye, 145, 22 p.
- CHAUVEAU J.P., 1991 —
« Les variations spatio-temporelles de l'environnement socio-économique et l'évolution de la pêche maritime sur les côtes ouest-africaines. Essai d'analyse en longue période : XV^e- XX^e siècle ». In : Cury P., Roy C., eds.: *Pêcheries Ouest-Africaines. Variabilité, Instabilité et Changement*, Paris, Orstom éditions : 13-36.
- CORMIER-SALEM M.C., 1990 —
« Pêcheurs migrants et paysans pêcheurs : deux modèles de gestion de l'espace irréductibles ? » In : Durand J.R., Lemoalle J., Weber J., *La Recherche face à la pêche artisanale*. Paris, Orstom éditions, Coll. Colloques et Séminaires, tome II : 621-630.
- CORMIER-SALEM M.C., 1994 —
Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud (du Sénégal à la Sierra Leone). Actes de l'atelier de travail de Dakar, 8-15 mai 1994. Paris, Orstom éditions, coll. Colloques et Séminaires, 353 p.
- DIENG O., GASPART F.,
MELARD C., 1998 —
Organisations informelles de contrôle de l'effort de pêche tout le long du littoral sénégalais. Sous la supervision de J.-P. Platteau et A. Sall, Fucid, Cred, Facultés universitaires de Namur, Belgique, Credetip, Dakar, 52 p., annexes.
- DURAND J.R., LEMOALLE J.,
WEBER J., 1991 —
La Recherche face à la pêche artisanale. Paris, Orstom éditions, Colloques et Séminaires, 2 tomes, Tome I : 1-513, Tome II : 517-1070.
- FEENY D., BERKES F., MCCAY B.J.,
ACHESON J.M., 1990 —
The tragedy of the commons : Twenty-two years later. *Human Ecology*, 18 (1) : 1-19.
- HAAKONSEN J.M.,
DIAW M.C., 1991 —
Migration des pêcheurs en Afrique de l'Ouest. Table ronde tenue à Kokrobite (Ghana), 6-9 nov. 1990. FAO/DANIDA/Norway, Cotonou : Projet DIPA ; DIPA Working Papers, 36 : 332 p.
- LALÔ F., SAMBA A., 1990 —
La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégies de pêche. Paris, Orstom éditions, Études et Thèses, 395 p.
- LE FUR J., 1995 —
Modeling Adaptive Fishery Activities Facing Fluctuating Environments : An AI Approach. *AI Applications*, 9 (1) : 85-98.
- MBAYE A., 1998 —
Le comportement des acteurs dans la pêche artisanale face aux techniques : l'exemple de la différenciation technique des quartiers

de Guet Ndar. Mémoire de DEA,
département de sociologie,
faculté des Lettres et Sciences
humaines de l'université
Cheikh Anta Diop de Dakar, 48 p.

QUENSIÈRE J., 1993 —
De la modélisation halieutique
à la gestion systémique des pêches.
Natures-Sciences-Sociétés,
1 (3) : 211-220.

QUENSIÈRE J., éd., 1994 —
La pêche dans le Delta Central

*du Niger. Approche
pluridisciplinaire d'un système
de production halieutique.*
Paris, Orstom,
Karthala, IER, 495 p.

VAN CHI BONNARDEL R., 1977 —
Exemple de migrations
multiformes intégrées :
les migrations des Niominka
(îles du bas Saloum, Sénégal).
Ifan Bull. Série B.,
39 (4) : 836-889.

La pêche crevetteière traditionnelle à Madagascar : diversité spatiale

Gilles Domalain
Biologiste des pêches

Frank Lhomme
Biologiste des pêches

Nirina Rasoanandrasana
Biologiste des pêches

I Introduction

La pêche crevetteière occupe une place de première importance dans l'économie malgache et se place parmi les 3 premières sources de devises du pays. Les crevettes pénéides (essentiellement *Penaeus indicus* et *Metapenaeus monoceros*) sont exploitées par trois types de pêcheries : industrielle (chalutiers glaciers et congélateurs), artisanale (petits chalutiers glaciers de moins de 50 ch) et traditionnelle. Les enjeux suscités placent cette pêche au centre de multiples conflits entre les différents acteurs. La gestion du secteur fait actuellement l'objet d'un vif débat.

La pêche traditionnelle constitue une composante importante de la pêche crevetteière, en tant que maillon d'une pêcherie séquentielle mais également d'un point de vue social et économique. La connaissance du système (effectifs, production, impact biologique) paraît donc essentielle dans une optique de gestion des ressources.

La description de la répartition des engins de pêche met en évidence une forte structuration spatiale permettant d'identifier des entités géographiques pertinentes. Ces strates régionales apparaissent éga-

lement contrastées en ce qui concerne les techniques de pêche, les rendements et les mises à terre.

Les résultats présentés ci-dessous sont donc développés dans une perspective comparative et tentent d'appréhender les mécanismes qui régissent les répartitions observables (techniques de pêche, production) entre les différentes régions de Madagascar.

Cette structuration de l'espace peut être rapprochée des diverses strates et reliée à l'existence d'une mangrove étendue, dont le rôle est déterminant dans le cycle vital des crevettes pénéides. La relation entre la production de crevettes et la surface de mangrove est étudiée. Cette relation doit cependant être nuancée d'une part en fonction des types de mangrove que l'on peut distinguer, d'autre part en fonction des caractéristiques propres à chaque espace Ceci renvoie à la disponibilité de la ressource mais également à une configuration du milieu plus ou moins adapté à l'utilisation des engins de pêche et à des réalités socio-historiques diversifiées.

II Méthodes d'étude et traitements

Les différents travaux menés au PNRC¹ se sont articulés de la manière suivante.

Analyse des enquêtes existantes : collecte et compilation des données disponibles provenant de diverses sources. La diversité des techniques de pêche rencontrées et les résultats des analyses soulignent l'existence de zones présentant une forte homogénéité tant au niveau de la répartition des engins présents, qu'au niveau des prises par sortie.

¹ Programme national de recherche crevette, programme national malgache mené en partenariat avec l'IRD (ex Orstom). Rattaché au ministère de la Pêche et des Ressources halieutiques ; le PNRC bénéficie de l'appui du GAPCM (Groupement des armateurs à la pêche crevette de Madagascar) et de l'AFD (Agence française de développement).

Au vu de ces résultats, deux types d'investigations ont été mis en place : d'une part, une procédure de sondage relative à la physiologie de la pêche et à une caractérisation des unités de pêche ; d'autre part, un réseau d'échantillonnage concernant les débarquements et la biologie des crevettes dans différents sites.

Les enquêtes

Les enquêtes de recensement

La principale enquête-cadre nationale reste celle menée par le projet PNUD-FAO en 1987 (Bellemans, 1989). Elle couvre l'ensemble des sites de pêche du littoral.

D'autres recensements plus limités dans leur zone de couverture ont été conduits par la suite : région de Morondava en 1998, côte Est en 1994. Dans tous ces cas, le problème de l'identification de l'engin se pose. Dans certaines situations, la définition est suffisamment précise et se réfère à une technique unique (kopiko, valakira). Dans le cas des filets maillants ou des sennes, il faut effectuer d'autres recoupements (notamment par les prises) pour identifier le type d'engin. Néanmoins les résultats, même s'ils souffrent souvent d'imprécision, permettent d'obtenir une vue d'ensemble de la structure de la pêcherie.

Les enquêtes historiques : effort-captures-mensurations

La plus importante par son ampleur est l'enquête nationale réalisée en 1990 (Rafalimanana, 1990) qui couvrait un grand nombre de sites de pêche. Elle visait à une estimation globale des captures et de l'effort.

Plusieurs enquêtes ciblées sur la ressource crevettière ont été également réalisées de 1989 à 1991 dans la baie d'Ambaro et dans la baie de Narinda, dans la baie de St Augustin à proximité de Toliara en 1991 (Laroche *et al.*, 1995).

Les informations les plus récentes sont apportées par le projet Patmad² (Razafindrainibe *et al.*, 1995 ; Razafindrainibe, 1996 ; Rakotoarinjanahary *et al.*, 1996), focalisé sur la baie d'Ambaro (1993) et dans la région de Morondava (1995). Elles ont été complétées par celles du projet PSP³ dans d'autres zones et par le travail de Rasolonjatovo (1999).

Les enquêtes du PNRC

Une enquête sur la physionomie des villages et des débarcadères visant à décrire la structure de la pêcherie et les unités de pêche a porté sur les principaux débarcadères du pays. En complément de cette enquête, un système d'échantillonnage sur les captures et la biologie a été mis en place.

Traitement des données

Les informations synthétisées dans la suite de ce document (cf. tableau 1), en dépit de l'hétérogénéité des sources, constituent une base d'information importante une fois analysées dans une optique « crevette ». La plupart des enquêtes utilisées sont réalisées suivant des protocoles très proches et directement comparables. Nous avons choisi de les fusionner sous un format homogène.

Les recensements ont été réactualisés en fonction des éléments disponibles. Ils constituent les fondements d'une base sur les villages. Elle comporte 1 654 sites, référencés géographiquement et mentionnant les effectifs des divers engins de pêche.

Concernant les données de captures, seules sont conservées les prises de crevettes exprimées en kg par sortie (CPUE). L'unité d'observation est donc la capture en crevette par sortie, (le jour, le mois, l'engin, le village sont également précisés). La sortie correspond à une mise en œuvre d'un engin de pêche, sa durée pouvant varier de quelques minutes à quelques heures selon l'engin.

² Patmad : Projet études biologiques et socio-économiques des pêches artisanales et traditionnelles à Madagascar.

³ PSP : Programme sectoriel pêche, FAO.

	Années	Source	Région							
			Ambaro	Narinda	Boeni	Maintirano	Moron-dava	Nord	Sud	Est
Nbre de sorties enquêtées	1989-91	MPRH	4 528	1 554	609	149	129	1 452	324	4 926
	1993-94	PATMAD	1 782	138	70	45	766			188
	1998-99	PNRC	1 283	1 012	579					5 201
Mensuration	1989-91	MPRH	467	103						
	1993-95	PATMAD	286	42	77		149			102
	1998-99	PNRC	221	122	215	72				

Tableau 1
 Nombre d'enquêtes (CPUE⁴)
 ou d'échantillons (mensurations) utilisés.

Dans le cas des mensurations, toutes les données analysées se rapportent à des longueurs céphalothoraciques mesurées lors du débarquement des pirogues avant tri. Les échantillons comprennent entre 50 et 100 individus, ils ont été ramenés à un total de 100 individus, puis regroupés en 3 catégories de taille. Un profil mensuel par classes de tailles a ensuite été calculé et rapproché des prises par sorties.

Le traitement des efforts est complexe dans la mesure où seul le nombre de sorties est relevé dans les enquêtes quotidiennes. Nous avons donc calculé un effort moyen par mois et conservé les valeurs maximales annuelles. Le pourcentage mensuel par rapport à ce maximum a été calculé (ce qui correspond à un pourcentage de sortie par rapport à l'effort maximum observé). Un effort mensuel est obtenu en multipliant ce pourcentage par les effectifs d'engins provenant des données de recensement.

Le recours à un SIG⁵ est apparu comme une nécessité, tant pour sa puissance de restitution que par ses possibilités d'analyse. Celui que

⁴ CPUE : Capture par unité d'effort, l'unité d'effort étant la sortie pour un engin.

⁵ SIG : Système d'information géographique.

nous avons mis en œuvre comprend les couches d'informations suivantes issues de la base FTM⁶ :

- le trait de côte numérisé au 1/500 000 ;
- le réseau hydrographique ;
- l'inventaire écologique des sols où il est fait mention de caractéristiques telles que mangroves, zones sableuses, cultures ;
- les sites de pêche que nous avons positionnés.

Les strates géographiques ont été délimitées de manière précise en étudiant la distribution des engins et leur confrontation avec les différentes couches d'informations. Les résultats présentés dans la suite du texte correspondent à une agrégation par strate.

III Les unités de pêche

Définition

Nous avons retenu comme définition de l'unité de pêche l'association pirogue et engins de pêche à la crevette. Cette définition pragmatique, un peu restrictive par rapport à celle que l'on peut rencontrer notamment en sciences sociales (Chaboud et Charles-Dominique, 1989), se révèle suffisante pour les questions qui se réfèrent aux actions de pêche. De plus, elle s'avère aisément manipulable et permet de conserver une cohérence forte entre les enquêtes sur lesquelles nous avons pu travailler.

Les moyens de pêche

Les pirogues

Le même modèle de base se retrouve dans les diverses zones d'exploitation. La propulsion est assurée par la voile et/ou la pagaie, l'ab-

⁶ FTM : Foiben Taosarintanin'i Madagasikara, Institut national de Géodésie et Cartographie de Madagascar.

sence de motorisation restant une constante sur toute l'étendue du littoral. Toutes les pirogues sont du type monoxyle, creusées dans un tronc d'arbre, parfois surmonté de planches (bordé). Elles peuvent être munies ou non de balanciers qui assurent une stabilisation.

Les kopiko (fig. 1 A)

Ce filet reprend le principe du chalut dans sa forme et dans sa technique, mais ses dimensions restent réduites. Le kopiko est tiré à contre courant par 2 personnes, lors des marées descendantes ou montantes sur des fonds de faibles profondeurs (1,20 à 1,50 m). Le maillage est de 10 à 15 mm⁷.

Les sennes (fig. 1 B)

Sous la dénomination de sennes sont regroupés deux types d'engins. D'une part les petites sennes (chute de 2 mètres) halées à partir du rivage, présentes surtout dans la région du Menabe et d'autre part celles de la baie d'Ambaro et de la baie de Narinda dont les chutes varient de 6 à 8 mètres. Tous ces engins se caractérisent par un maillage de 10 à 15 mm.

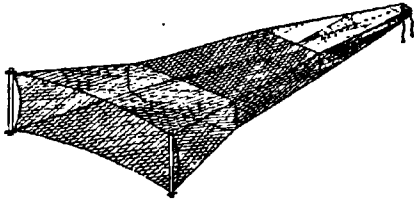
Les valakira (fig. 1 C)

Le valakira est un barrage côtier en forme de V disposé dans la zone de balancement des marées, l'ouverture tournée vers la terre. En fonction de l'espace disponible et suivant l'étendue de la zone de marnage, plusieurs lignes de barrages peuvent être disposées. Les valakira sont en général fixés sur des zones où les fonds sont plats et découverts à marée basse.

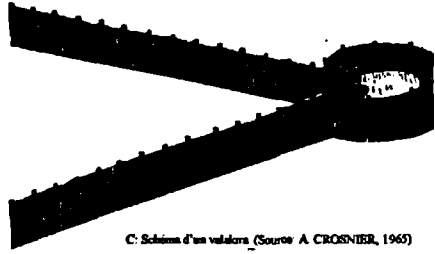
Les filets maillants (fig. 1 D)

Les filets à crevettes sont des filets maillants de surface ou de pleine eau. Ils peuvent avoir des spécifications différentes notamment au niveau du maillage. Les maillages utilisés avoisinent les 20-25 mm

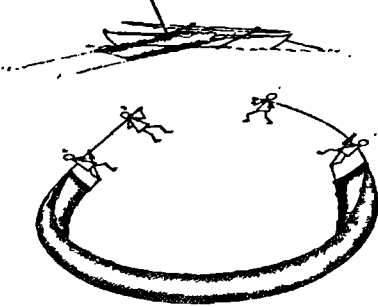
⁷ Tous les maillages sont exprimés en millimètres de côté de maille.



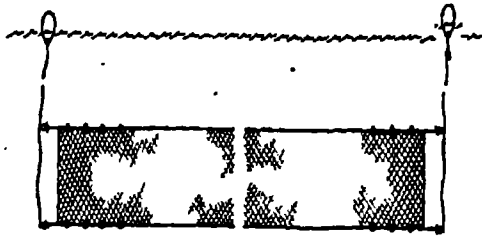
A. Schéma d'un trapiko (Source: PNRC, 1999)



C. Schéma d'un valakara (Source: A. CROSNIER, 1965)



B. Schéma d'une estruc (source: PNRC, 1999)



D. Schéma d'un filet mailant (source: PNRC, 1999)

Figure 1
Principaux engins de pêche traditionnelle
à la crevette utilisés sur les côtes de Madagascar.

lorsque l'espèce cible principale est la crevette. La pêche du poisson utilise des filets dont le maillage est plus grand (30 à 35 mm).

Typologie des unités de pêche

Nous avons élaboré une typologie des unités de pêche (UP) ciblant les crevettes pénaïdes basée sur une analyse des correspondances puis sur une classification hiérarchique. Les lignes représentant les individus enquêtés (300), les colonnes correspondant aux effectifs des engins possédés. Cette analyse confirme que les différents groupes peuvent être assimilés au type d'engin qui les constitue. Par suite, la pêcherie s'avère simple à définir puisque pratiquement toutes les UP n'utilisent qu'un seul engin à crevettes.

Un schéma de répartition de la pêche traditionnelle

La représentation cartographique de la répartition des engins (fig. 2) montre une zonation de leur extension. Des aires de distribution relativement homogènes peuvent être circonscrites en fonction des modes d'exploitations associés et des prises par sorties observées.

Les différentes régions

Les productions estimées par strate sont représentées sur la figure 3.

La région d'Ambaro

Dans cette strate, décrite comme un estuaire diffus, des formations de mangroves s'observent sur la bande intertidale et remontent les estuaires sur de grandes distances (Frontier, 1978). En saison humide, cette baie reçoit les apports de multiples cours d'eau au débit souvent important.

La production, composée essentiellement de *P. indicus*, est estimée à environ 2 850 tonnes⁸ ce qui correspond à 57 % des débarquements du littoral malgache. Les unités de pêche, nombreuses (298 filets maillants, 411 sennes, 328 valakira) montrent des particularités propres à cette région, notamment une spécialisation dans la capture des pénéides.

Les filets maillants se démarquent de ceux utilisés sur le reste de la côte, spécialement au niveau de la chute des nappes (4 mètres pour un maillage spécifique de 20-25 mm). Ces filets ciblent principalement les crevettes avec des rendements inférieurs à ceux des sennes (fig. 4 A).

⁸ Les productions sont données à titre indicatif et à considérer en tant qu'ordre de grandeur, elles sont obtenues en extrapolant au nombre d'engins recensés dans la zone considérée, ce chiffre est sans doute surévalué.

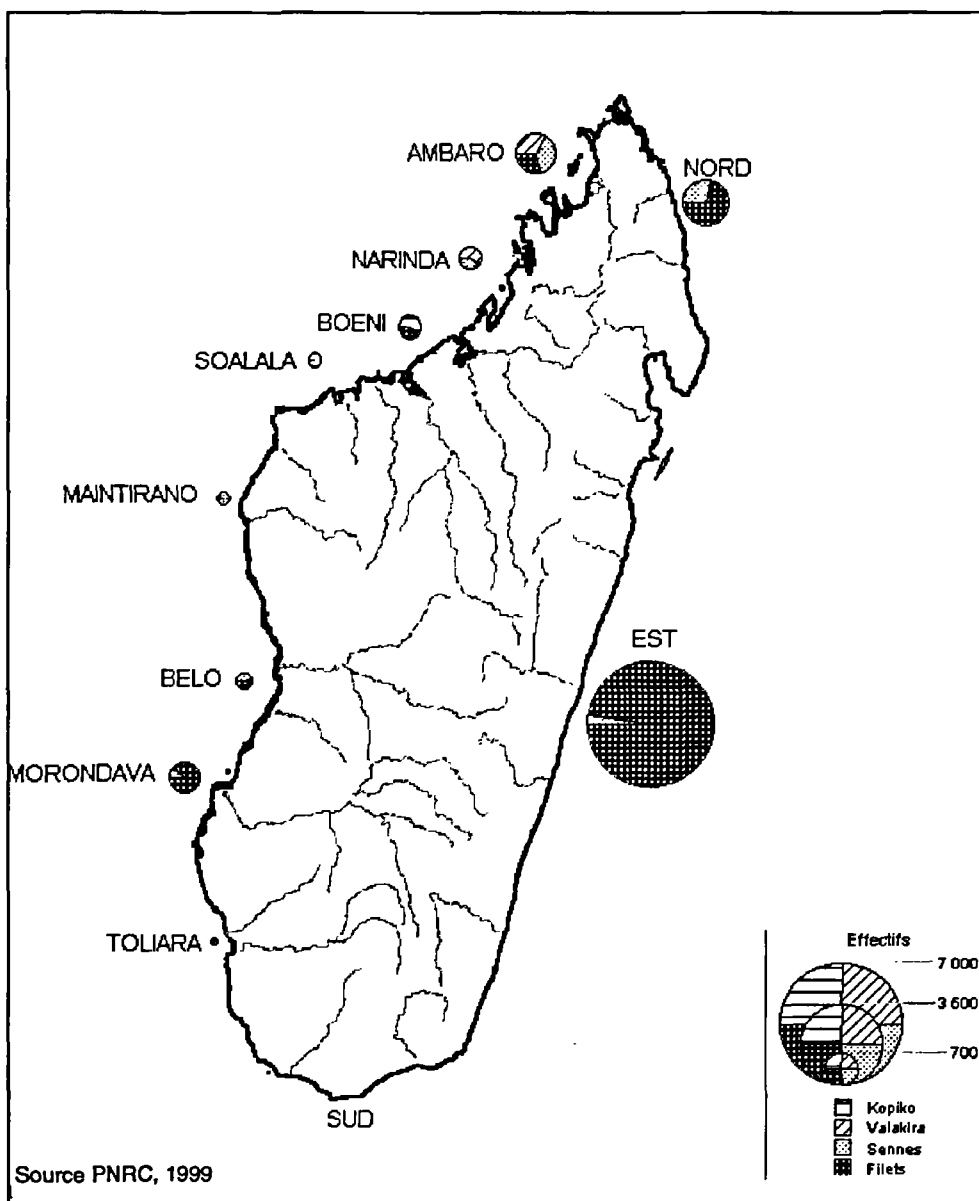


Figure 2
Répartition des engins de pêche traditionnelle
à la crevette par strate géographique.

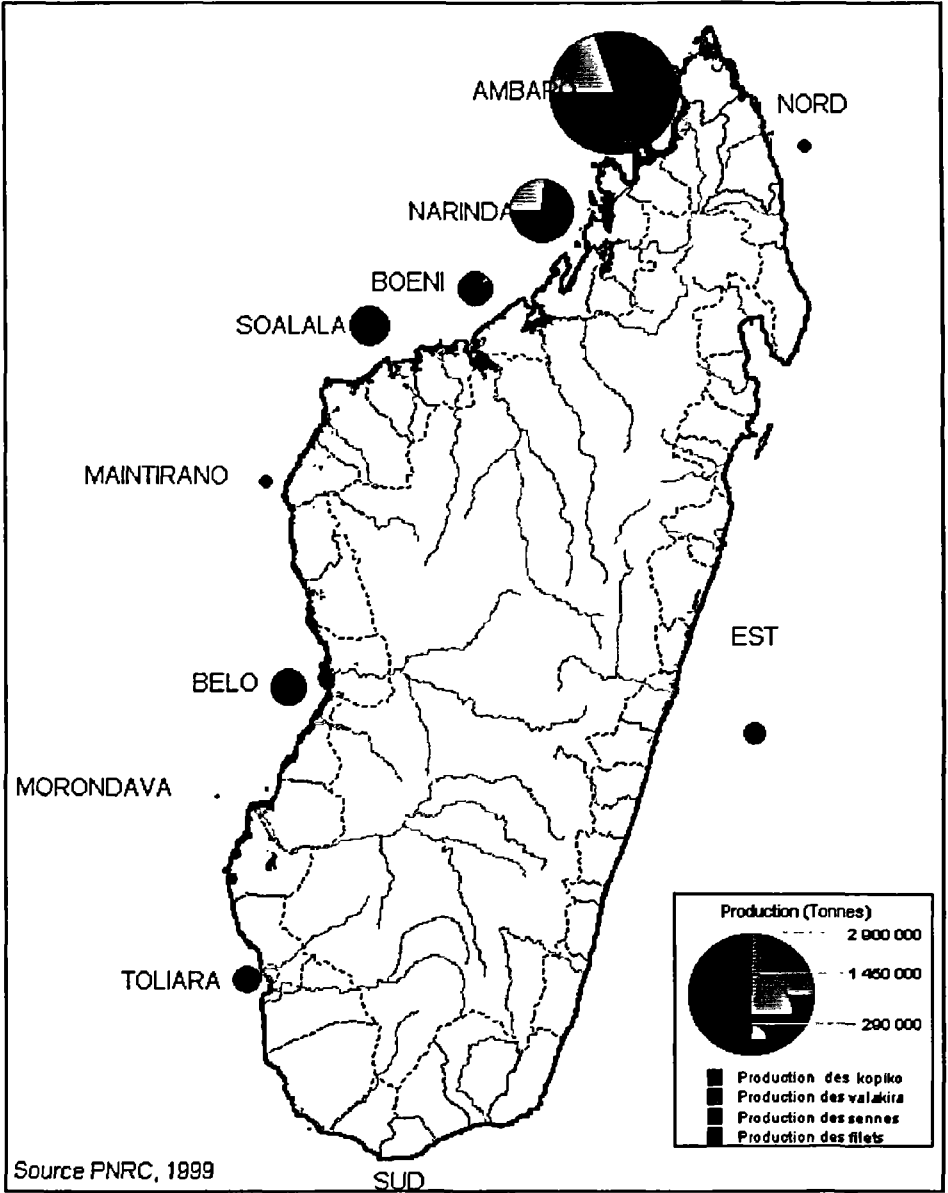


Figure 3
Productions de crevettes estimées par strate géographique
et par engin de pêche.

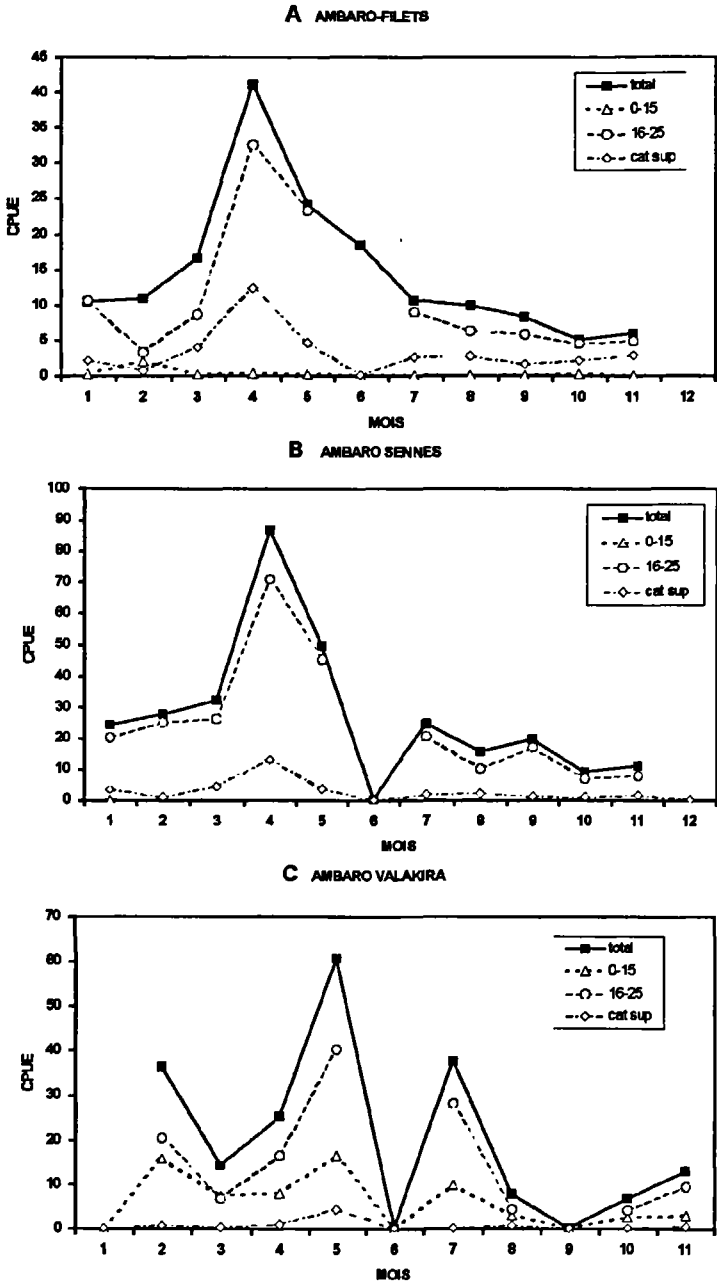


Figure 4
Évolution sur un cycle annuel par strate géographique et engin de pêche des CPUE totales et par catégories de taille. CPUE en kg par sortie, tailles en mm de longueur céphalothoracique.

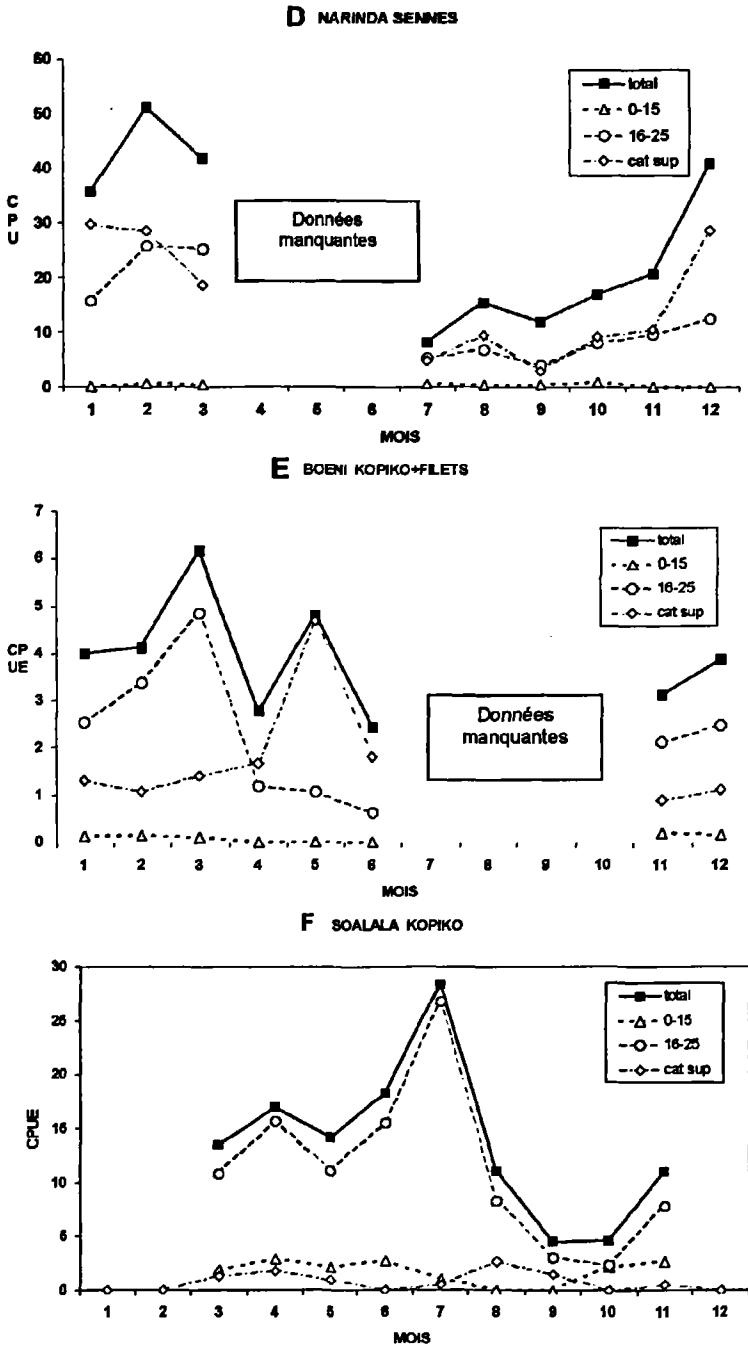
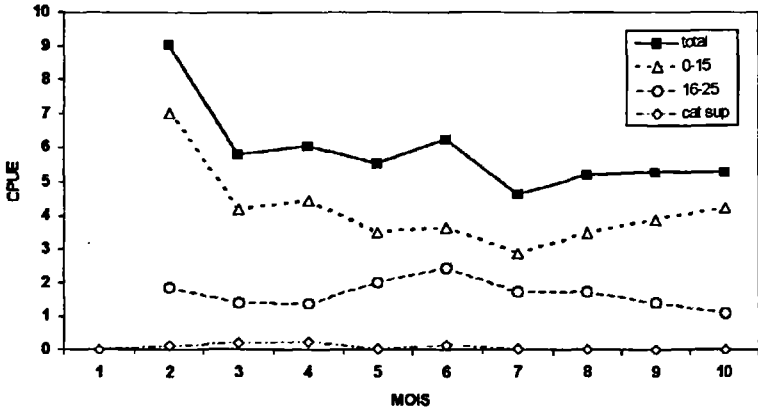
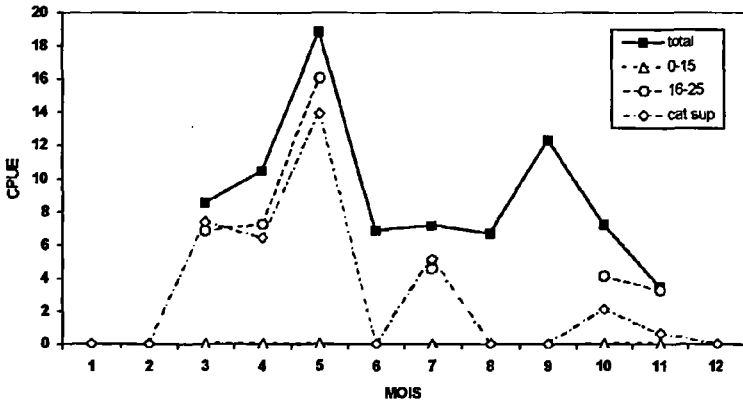


Figure 4 (suite)

G MAINTIRANO SENNES



H MORONDAVA SENNES



I EST-FILETS

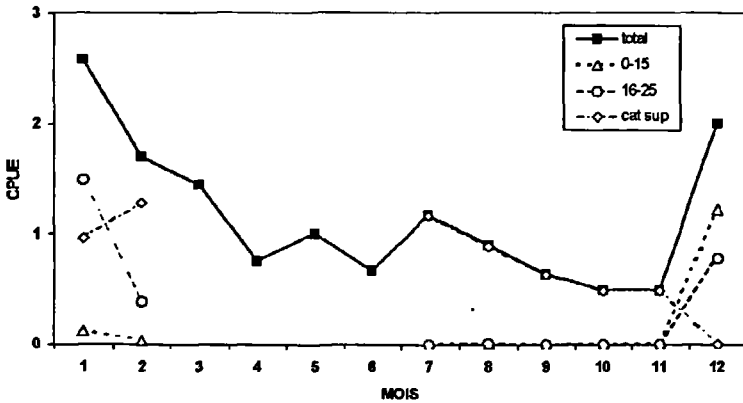


Figure 4 (suite)

Les sennes, d'une longueur de 100 mètres pour une chute de 7 à 8 mètres, sont manœuvrées par une équipe de 4 personnes et ne sont pas utilisées en association avec d'autres engins. Les prises par sortie oscillent autour de 20 kg (fig 4 B) avec un pic en d'avril à juin pouvant atteindre les 60 kg.

Les valakira (fig. 4 C) sont de grandes dimensions. Les utilisateurs pratiquent cette activité avec des rendements proches de ceux des filets, les juvéniles constituent la majeure partie des prises.

La région de Narinda

Cet ensemble de baies, de type estuaire diffus, est bordé par une mangrove importante. Les captures sont évaluées à 900 tonnes (18 % du total) composées en majorité de *P. indicus*.

Les valakira dominants en effectif (207) et de dimensions modestes restent en place tout au long de l'année. On note une différence relative au statut professionnel des exploitants qui pratiquent également l'agriculture. La production est élevée de décembre à mars (saison des pluies) : fig. 4 D, avec des rendements plus faibles qu'en baie d'Ambaro.

Les sennes (135 unités) sont identiques aux précédentes à l'exception des chutes qui ne dépassent pas 4 mètres.

La région du Boeni

Les baies concernées sont alimentées par des cours d'eau importants dont les débits sont élevés en saison des pluies. Tous ces estuaires abritent une mangrove dense.

Les débarquements sont estimés à 170 tonnes qui proviennent majoritairement des prises de fin de saison des pluies. Ils sont effectués par des kopiko, quelques valakira, des filets maillants mixtes.

Les rendements des engins (fig 4 E), globalement faibles, ne dépassent pas les 5 kg par sortie. Les captures diminuent fortement entre juillet et septembre et connaissent un léger pic en d'avril à juin.

La région de Soalala

Cette région est le lieu de prédilection des kopiko qui se répartissent entre plusieurs petites baies. Les mises à terre s'élèvent à

393 tonnes. Les CPUE des kopiko de la baie de Baly présentent un pic de capture au mois de juin et juillet et sans doute un second pic en janvier – février.

La région de Maintirano

Toute cette portion du littoral est couverte par la mangrove mais, à l'inverse des strates précédentes, les estuaires sont rares et peu étendus. La production, provenant essentiellement des sennes, ne dépasse pas les 170 tonnes ; elle est plurispécifique et comporte un faible pourcentage de *P. indicus*.

Les sennes sont de dimensions réduites (3 à 4 m de chute pour des longueurs qui peuvent être importantes) avec un maillage de 10 à 15 mm. Elles sont mises en œuvre dans des eaux de faible profondeur. Les prises par sortie relativement faibles tout au long de l'année montrent un pic en mai – juin (fig. 4 G).

La région de Belo

Elle correspond au delta de la Tsiribihina et connaît un développement important de la mangrove. Les captures des sennes et des filets à crevettes avoisinent les 320 tonnes. Les rendements oscillent autour de 10 kg par sortie avec un pic en mai-juin (fig. 4 H).

La région de Morondava

Le littoral est ponctuellement recouvert de petites zones de mangrove. Les sennes et les filets mixtes débarquent environ 3 tonnes. Les rendements, faibles, varient fortement au cours de l'année. Les principales prises sont réalisées au second semestre.

La région de Toliara

La région Sud qui s'étend de Toliara à Vangaindrano ne présente que peu de captures de crevettes. Certaines prises sont signalées dans la région de Tolagnaro (côte est), mais elles semblent anecdotiques. Une exception notable reste la baie de Saint-Augustin où les crevettes constituent une part importante des captures des grandes sennes de plage. Les données présentées ici sont issues d'un échantillonnage effectué en 1991 (Laroche *et al.*, 1995).

La côte Est

La côte Est paraît très homogène sur la plupart des aspects qui touchent à la pêche crevettière. D'un point de vue global, les profils des villages se ressemblent et les captures sont le fait de grandes sennes de plage ou de filets maillants mixtes. Bien que ces derniers ne ciblent pas uniquement les crevettes, nous les avons considérés dans leur totalité, ce qui diminue fortement les rendements (fig 4 I),

La pêche crevettière est une activité secondaire, associée à d'autres activités telles que la pêche du poisson ou l'agriculture. Les pirogues sont équipées de filets maillants mixtes aux dimensions réduites, avec un équipage ne comprenant fréquemment qu'une seule personne.

Les captures restent à un niveau bas tout au long de l'année. Dans la baie d'Antongil apparaît une nette prédominance de *P. indicus*.

La zone Nord

La pêche crevettière y est réduite et les captures occasionnelles. Les engins sont des grandes sennes de plage.

Les différences inter-régionales

Rappel sur le cycle vital des crevettes pénéides

Les adultes vivent en mer sur des fonds vaseux de 10 à 50 mètres. La ponte produit des œufs qui se transforment en larves planctoniques puis en postlarves. Celles-ci, âgées d'environ 3 semaines recherchent des eaux dessalées et pénètrent dans les estuaires en utilisant la marée.

Les postlarves deviennent des «juvéniles» benthiques qui ont une croissance très rapide en milieu saumâtre où ils séjournent de 2 à 3 mois. Ceux-ci migrent ensuite vers la mer et sont recrutés dans la pêcherie. Ils ont alors rejoint le stock adulte et le cycle est bouclé. (Garcia et Le Reste, 1981).

Les zones où résident postlarves et juvéniles sont appelées nourriceries ; elles se caractérisent par une température comprise entre 23 et 30 °C, une turbidité en général forte, des fonds meubles riches en

matières organiques; des eaux saumâtres (embouchures des rivières, zones lagunaires), une présence fréquente de mangrove.

Le rôle déterminant de la mangrove

À Madagascar, les mangroves sont inégalement réparties entre les différentes façades littorales (Lebigre, 1990; Kiener, 1972). Une opposition entre la côte est et la côte ouest apparaît, la mangrove étant absente de la côte Sud (fig. 5).

Cette dissymétrie de répartition s'explique par : l'amplitude de la marée, la topographie de la côte et du plateau continental, la présence ou l'absence d'embouchures. La mangrove se développe sur des grandes étendues meubles et planes soumises au rythme des marées. Elle s'installe sur les marais maritimes : au niveau des estuaires, des deltas, des lagunes et des baies. Les principales différences entre les deux façades littorales sont résumées dans le tableau 2.

L'importance des mangroves comme nourriceries de nombreuses espèces de poissons et crustacés, en particulier d'intérêt commercial est bien connue (Blasco, 1991; Robertson et Duke, 1987). Ce rôle est confirmé pour différents crustacés en particulier les crevettes.

La production en crevettes pénéides a été souvent mise en relation avec la surface de nourricerie disponible, cette dernière pouvant

Côte Ouest	Côte Est
Marnage important	Faible marnage
Pente modérée	Forte pente
Côte découpée, plateau continental large	Côte rectiligne, plateau continental réduit
Nombreux estuaires	Peu d'estuaires importants
Mangrove dense dans les baies, estuaires et embouchures	Mangrove réduite, le développement des palétuviers est limité aux embouchures fluviales

Tableau 2

Principales différences entre les deux façades littorales.

souvent être assimilée soit à la surface de végétation de la zone intertidale (Turner, 1977), soit à la surface de mangrove (Martosubroto et Naamin, 1977).

Nous avons analysé la pertinence de ce type de relation à Madagascar, (tableau 3 et courbe de la fig. 5). La zone sud (Baie de St Augustin) présentant des valeurs anormalement fortes n'a pas été prise en compte. Les plus fortes productions rapportées à la surface de mangrove sont observées sur la partie ouest et nord ouest, uniquement dans les endroits où la mangrove est développée (fond des baies et estuaires).

	Captures annuelles (tonnes) ⁹		Surface mangrove (ha)	Production par surf. mangrove (kg/ha)		
	Pêche traditionnelle	Pêche Industrielle (moy. 95-97)		Pêche traditionnelle	Pêche industr.	P. trad. + P. ind.
Région d'Ambaro	2 844	1 494	41 120	69	36	105
Région de Narinda	919	566	41 800	22	14	36
Région du Boeni	171	843	90 620	2	9	11
Soalala	393	682	23 030	17	30	47
Maintirano	54	2 499	58 990	1	42	43
Belo	320	669	25 152	13	27	39
Morondava	3	470	26 725	0	18	18
Est	127	484	4 820	26	100	127
Nord	41	0	9 358	4	0	4
Sud	211	0	928	227	0	227
TOTAL	5 083	7 707	322 543			

Tableau 3
Captures annuelles et production par surface de mangrove.

⁹ Les chiffres avancés sont obtenus par extrapolation à partir des effectifs d'engin de l'enquête-cadre de 1987 (Belle-naus, 1989). L'utilisation de données réactualisées devrait conduire à réviser ces valeurs de production à la baisse.

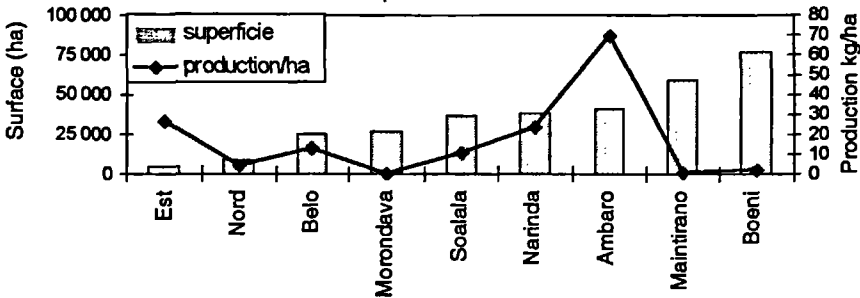


Figure 5

surface de mangrove (ha) et production en crevettes de la pêche traditionnelle par surface de mangrove (kg/ha) pour les grandes strates géographiques. Les surfaces de mangrove sont calculées à partir de la base FTM.

Les évaluations de la pêche traditionnelle sont faites à partir d'enquêtes réalisées sur 1989-91, 1993-94 et 1998-99. Il est intéressant de considérer non seulement la production de la pêche traditionnelle mais aussi celle de la pêche industrielle¹⁰ puisqu'il s'agit d'une pêcherie séquentielle où chaque concentration de crevette est liée à une nourricerie. Cela avait déjà été mis en évidence par Marcille (1972) et est confirmé par les premiers résultats des campagnes de marquage réalisées par le PNRC.

On observe (fig. 6), comme Martosubroto et Naamin (1977) en Indonésie, une relation de type linéaire avec 2 points excentrés : la baie d'Ambaro où la production est très forte et la baie de Boeni où la production est particulièrement faible.

Les productions totales annuelles par hectare sont comprises entre 4 et 105 kg/ha (baie d'Ambaro). Turner, dans une large revue bibliographique cite des rendements de 16 à 320 kg/ha par an (en crevettes entières). À titre de comparaison, les productions de

¹⁰ La pêche artisanale peu importante n'a pas été prise en compte.

l'aquaculture extensive en Inde ou en Equateur sont de 200 à 1 500 kg/ha (Lee et Wickins, 1992).

Cette relation étroite entre production de crevette et surface de mangrove met en évidence une conséquence possible de la destruction d'origine humaine des mangroves littorales.

Types de mangroves

À l'intérieur de ce gradient général qui oppose zones à forte extension et zones à faible extension, nous pouvons observer une gradation dans les productivités de pêche traditionnelle à l'hectare (fig. 5). Les régions de Morondava et de Maintirano se démarquent par des valeurs très basses (0 et 1 kg/ha), qui peuvent être associées au type de mangrove. Ces deux mangroves littorales, sont situées face à la mer et non à proximité d'un estuaire important. Elles sont parcourues par un réseau de chenaux généralement séparés de la mer par un cordon littoral. Les échanges entre milieu marin et conti-

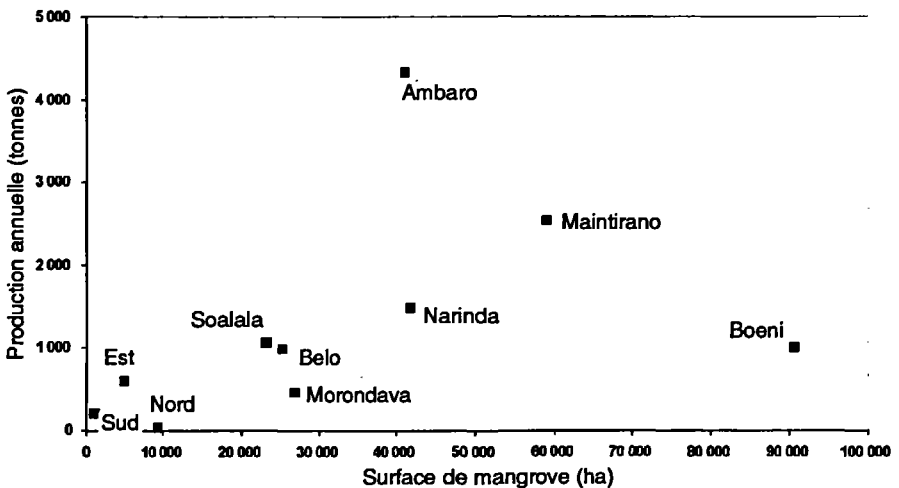


Figure 6
Relation entre la production totale de crevettes (pêche traditionnelle + pêche industrielle) et la surface de mangrove pour les grandes strates géographiques.

mental se font par les passes formées aux embouchures. Les autres secteurs qui présentent des productivités plus fortes (13 à 69 kg/ha) correspondent à des formations occupant les estuaires ou les deltas.

Milieu continental-milieu marin

De forts contrastes existent entre des baies qui a priori présentent des caractéristiques optimales pour abriter une pêche consécutive. Ainsi, les rendements des kopiko de la baie de Soalala sont élevés tandis que ceux des baies de la Betsiboka et de la Mahajamba ont des valeurs faibles. Une des hypothèses que nous pouvons formuler renvoie à la physionomie des estuaires et aux échanges d'eau qui se produisent entre milieu marin et continental. Ces échanges qui se traduisent par de fortes variations de salinité sont le propre des estuaires.

Diverses études réalisées pour la mise en place des fermes de crevette-culture (Guelorget et Reynaud, 1997) mettent ainsi en évidence un contraste entre baies de types continental et marin : *Type marin* : Narinda (estuaire diffus), Ambaro, Soalala, ces trois baies se trouvent sous la dominance de la dynamique marine. Le delta de la Tsiribihina présente un faciès identique, étant largement ouvert sur le milieu océanique.

Type continental : les baies de la Mahajamba, de la Betsiboka avec des surfaces de mangrove extrêmement étendues, sont pourtant des lieux où la pêche crevette traditionnelle ne montre pas de captures importantes. Dans ces trois espaces, les échanges entre le milieu marin et les eaux des fleuves qui s'y déversent aboutissent à une forte dessalure des eaux.

Les différences intra-régionales

Hormis, ces phénomènes qui peuvent être définis à une échelle régionale, certains aspects interviennent à un niveau beaucoup plus localisé.

Concentration des pêcheurs

Dans toutes les zones décrites, on note une concentration des pêcheurs dans certains villages qui jouent le rôle de pôle d'attraction ;

ceci apparaît plus clairement dans les zones d'estuaires. Cette attirance peut sans doute s'expliquer par la présence de collecteurs¹¹ ou par une plus grande facilité d'écoulement des produits.

I Influence de la nature du fond

Dans les baies profondes, une opposition nette se dessine entre les deux versants, les façades orientales étant marquées par une quasi-absence de pêcheurs de crevettes. Cette disparité provient sans doute en partie de la bathymétrie de ces zones où la pente est abrupte et peu propice à l'utilisation des engins traditionnels. Elle est à relier à la dynamique de l'estuaire qui module la sédimentologie de la baie et la répartition des eaux.

Par ailleurs, des engins tels que les valakira requièrent des conditions précises pour leur implantation. On les trouve dans des zones de fonds meubles (les piquets pouvant être fixés solidement au substrat), sièges d'un balancement des marées important.

Opposition entre l'embouchure et le fond des baies

Dans les estuaires les plus profonds, la distribution des engins se décline suivant un gradient qui connaît son maximum vers le milieu de l'embouchure. On peut l'associer à la répartition de la ressource elle-même, qui est fonction des conditions hydrologiques (salinité).

I Conclusion

La pêche traditionnelle crevettière apparaît comme une structure complexe dont les divers éléments sont en étroite relation et ne peuvent être analysés de manière indépendante. Ainsi, les conditions environnementales, les facilités d'écoulement des produits, les

¹¹ Acheteurs de crevette jouant un rôle important dans les circuits commerciaux.

moyens mis en œuvre et la ressource elle-même, sont autant de facteurs qui conditionnent l'aspect des divers systèmes de production.

Le découpage géographique que nous avons proposé met en relief une succession de systèmes d'exploitation tout au long de la côte. Cette typologie qui s'appuie sur les engins utilisés souligne la productivité différenciée de chaque espace et le rôle prépondérant de la mangrove.

La segmentation des systèmes d'exploitation le long du littoral obéirait à une logique à plusieurs niveaux qui s'appuie en premier lieu sur la ressource.

Tout d'abord, en considérant la présence ou l'absence de techniques de pêche à la crevette dans les différents sites, les concentrations de pêcheurs sont fortement corrélées à l'existence des zones de mangrove et plus particulièrement à leur productivité. Les espaces les plus intéressants de ce point de vue (région d'Ambaro, région de Narinda, delta de la Tsiribihina) concentrent une pêcherie spécialisée, utilisant les engins les plus performants. Les zones aux potentialités faibles où la pêche crevette s'insère dans un ensemble d'activité telle que la pêche aux poissons ou l'agriculture abritent des engins polyvalents.

Par ailleurs, à l'intérieur d'un même espace, il est nécessaire de prendre en compte la physionomie des baies et sans doute la répartition de la ressource. La pêche paraît dépendre des conditions hydrologiques favorables (mélanges des eaux), des possibilités d'implantation des engins, et enfin des facilités d'écoulement des produits...

Cette différenciation entre systèmes induit également des impacts sur la ressource totalement dissemblables tant au niveau biologique (espèces et tailles) que dans les volumes des captures. La prise en compte simultanée de ces aspects permettra sans doute de mieux cerner les oppositions qui se dessinent entre espaces géographiques. Toute mesure de gestion de ce secteur ou de mise en place de systèmes d'observation se devra de prendre en compte cette dimension, qui oblige à considérer les différentes zones comme autant de sous-systèmes.

Bibliographie

- BELLEMANS M. S., 1989 —
Résultats de l'enquête cadre des pêcheries traditionnelles côtières malgaches 1987/1988.
 Bilan diagnostic des caractéristiques structurelles. Projet PNUD/FAO/MAG/85/014.
 Rapport de terrain, 4, 114 p.
- BLASCO F., 1991 —
 Les mangroves. *La Recherche*, 22 (231) : 444-453.
- CHABOUD C.,
 CHARLES-DOMINIQUE E., 1989 —
 «Les pêches artisanales en Afrique de l'ouest : état des connaissances et évolution de la recherche».
In : Durand J.R., Lemoalle J., Weber J., *La Recherche Face à La Pêche Artisanale*, Paris Orstom Éditions, coll. Colloque et Séminaires.
- CROSNIER A., 1965 —
 Les crevettes Penaeides du plateau continental malgache : état de nos connaissances sur leur biologie et leur pêche en septembre 1964.
Cah. Orstom Série Océano. (Suppl.3), 158 p.
- FRONTIER S., 1978 —
 Ecosystèmes d'estuaires dans les baies de la côte nord-ouest de Madagascar.
Bull. Ecol., 9 (1) : 39-50.
- GARCIA S., LE RESTE L., 1981 —
 Cycles vitaux, dynamique, exploitation et aménagement des stocks de crevettes Pénéaides côtières.
FAO Doc Tech.Pêches, 203, 210 p.
- GUELORGET O., REYNAUD C., 1997 —
 Organisation et fonctionnement des écosystèmes littoraux de la côte ouest de Madagascar.
 Schéma d'Aménagement de l'aquaculture de crevette à Madagascar.
 Rapport provisoire, 52 p.
- KIENER A., 1972 —
 Ecologie, biologie et possibilités de mise en valeur des mangroves malgaches. *Bulletin de Madagascar*, 48-49, 308 p.
- LAROCHE J., BENOELY, SIAVIRI A., 1995 —
 Biologie et pêche traditionnelle des crevettes pénéides dans l'embouchure d'un fleuve en milieu semi-aride (sud-ouest de Madagascar). *Oceanologica Acta*, 18 (6) : 659-670.
- LEBIGRE J.-M., 1990 —
Les marais maritimes du Gabon et de Madagascar. Thèse de doctorat d'État, université Michel de Montaigne, Bordeaux, 651 p.
- LEE D. O., WICKINS J. F., 1992 —
 Crustacean farming. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, 392 p.
- MARCILLE J., 1972 —
 Les stocks de crevettes Penaeides côtières malgaches.
Doc. Sci. Centre Orstom, Centre de Nosy Be, 25, 24 p.
- MARTOSUBROTO P., NAAMIN N., 1977 —
 Relationship between tidal forest (mangrove) and commercial shrimp production in Indonesia. *Mar. Research in Indonesia*, 18 : 81-86.
- RAFALIMANANA T., 1990 —
Estimation des productions de la pêche traditionnelle crevettière sur la côte Nord-Ouest de Madagascar. Antananarivo (MG) : MPAEF, Rapport de terrain, 23 (1990/10).
- RAKOTOARINJANAHARY H., CNRO., PATMAD, 1996 —
La pêche traditionnelle maritime à Madagascar. Doc. CNRO/ACDI, Projet PATMAD, 47 p.

- RASOLONJATOVO H., 1999 —
La pêche traditionnelle crevettière à Madagascar : dynamiques sociales et interactions socio-temporelles (cas de la baie d'Ambaro). Thèse Ensar Rennes, Dem, Laboratoire Halieutique. 29 avril 1999, 181 p. + annexes.
- RAZAFINDRAINIBE H., 1996 —
 « La pêche traditionnelle à la crevette - cas de la baie d'Ambaro et de la zone de Morondava ». In : Greboval D., Ranaivoson E. (éd.), *Aménagement de la pêche crevettière malgache*. Programme sectoriel pêche PNUD/FAO. MAG/92/004- DT/6/96 : 186 p. : 69-90.
- RAZAFINDRAINIBE H.,
 RASOLONJATOVO H.,
 RASOLOFO V. M., 1995 —
- L'exploitation traditionnelle de la crevette sur la Côte nord ouest de Madagascar*. CNRO, Sté de développement international Desjardin. Rapport de recherches projet « Etudes biologiques et socio-économiques des pêches artisanales et traditionnelles à Madagascar », 54 p.
- ROBERTSON A. I., DUKE N. C., 1987 —
 Mangrove as nursery site : comparison of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology*, 96 : 193-205.
- TURNER R. E., 1977 —
 Intertidal vegetation and commercial yields of Penaeid shrimp. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 106 (5) : 411-416.

La ruée vers l'or rose

Stratégie d'accès et conflit d'usage de la ressource crevetteière chez les pêcheurs traditionnels à Madagascar

Sophie Goedefroit
Anthropologue

À Madagascar, la crevette se situe aujourd'hui à la seconde place dans le tableau des valeurs des produits d'exportation, tout juste après le café, alors qu'elle n'y figurait même pas au lendemain de l'indépendance, dans les années soixante-dix. Bien que la production de la pêche crevetteière pour les secteurs industriel et traditionnel (évaluée respectivement à 9 000 tonnes et 2 000 tonnes en 1996 ; Henry et Moal, 1998) soit peu importante par rapport à la production mondiale estimée à 2,7 millions de tonnes par an ; son rendement est considéré comme l'un des meilleurs au monde et la qualité de ses crevettes (*Penaeus indicus* et *Metapenaeus monoceros*) est très recherchée. Deux critères essentiels pour une activité qui se veut fortement exportatrice. Cependant, la valorisation relativement récente de cette ressource n'est pas restée sans conséquence au niveau des populations locales.

Il est important de préciser ici que la pêche crevetteière malgache est composée de trois segments clairement définis par la réglementation du secteur, et que cette distinction est largement reprise dans la littérature technique et scientifique. On distingue ainsi : la pêche traditionnelle, dont il sera question dans cet article, pratiquée dans la zone côtière au moyen d'embarcations non motorisées ou à pied ; la pêche artisanale, réalisée au moyen de petits chalutiers d'une puissance inférieure à 50 ch et la pêche industrielle, mise en œuvre au moyen de chalutiers glaciers ou congélateurs, d'une puissance comprise entre 50 et 500 ch.

Dans les endroits où la crevette est abondante et accessible, c'est-à-dire essentiellement sur la côte Ouest : aux abords du fleuve Tsiribihina et dans les baies qui découpent le littoral à partir du sud de la ville de Mahajanga jusqu'à l'extrême-nord, près de la ville de Diégo-Suarez, les communautés littorales ont connu une accélération de leur activité de pêche. Rejointes par des migrants qui arrivent en masse dans l'espoir d'y faire fortune, ces communautés font aujourd'hui figure de fronts pionniers.

« L'or rose », comme l'on nomme la crevette à Madagascar est l'objet de toutes les convoitises. Les stratégies d'accès qui apparaissent dans le contexte des communautés locales, et dont je présenterai quelques exemples, sont généralement le fait de minorités autochtones qui, se référant au droit coutumier et en ayant recours aux ressorts idéologiques anciens mais encore fort efficaces, cherchent à conserver le contrôle exclusif de la ressource face à la masse des migrants installés sur leur territoire. Pour bien comprendre ces stratégies qui aboutissent dans certains cas à des conflits violents, il est important d'aborder le phénomène sous un angle diachronique, de reprendre ainsi les différentes séquences antérieures dont procède la situation actuelle, tout en soulignant l'évolution des différentes tactiques et procédés utilisés par les autochtones pour garantir leurs droits dans des contextes à chaque fois différents.

Cette recherche a été effectuée dans le cadre du Programme national de recherche crevettière (PNRC) à Madagascar placé sous la tutelle du ministère de la Pêche et des Ressources halieutiques avec un financement du Groupement des armateurs à la pêche crevettière de Madagascar et de l'Agence française de développement.

■ Jusque dans les années soixante-dix : éléments de droit coutumier concernant l'accès à la ressource

Jusque dans les années soixante-dix, la pêche était une activité peu valorisée à Madagascar, exception faite pour la société vezo installée

dans le sud de l'île (Koechlin, 1975). Comme cela se retrouve dans d'autres pays de par le monde où l'élevage et l'agriculture prédominent (e.a André-Bigot, 1998), la pêche était avant tout une activité pratiquée par les descendants d'esclaves qui n'avaient pu accéder à la propriété ou encore par des gens qui, sans terre et sans troupeau, n'avaient d'autre perspective que de se tourner vers la mer pour trouver un moyen de subsistance. Il est par ailleurs tout à fait intéressant de constater que la plupart des villages de pêcheurs sur lesquels nous avons travaillé dans le cadre du PNRC ont été fondés entre le début du siècle et jusque dans les années quarante par des individus issus de lignages de cultivateurs, mais qui, parce qu'ils tenaient la position de cadets et que les terres patrimoniales de leur lignage s'avéraient insuffisantes, avaient été privés de leur droit d'accès au foncier.

Selon le droit coutumier, les terres faisant partie du patrimoine lignager ne peuvent être cédées, ni même faire l'objet d'un acte de propriété individuelle, étant un bien collectif et indivis. Les règles de dévolution successorale reconnaissent à chaque descendant un droit d'accès et d'usage, et non de propriété, calculé en fonction du lien de consanguinité et de la position de chaque individu par rapport au lignage (Ottino, 1963 et Goederoit, 1998).

Les villages réputés actuellement comme les plus importants du point de vue de la pêche crevettière ont donc été fondés sur des terres à faible valeur agricole et selon les usages traditionnels qui veulent que le premier occupant d'un lieu réputé vierge d'occupation antérieure fasse alliance avec les génies tutélaires de l'endroit. Il s'agit d'un acte rituel par lequel l'individu se concilie les génies, garants de la prospérité du nouveau village, et à l'issue duquel celui-ci se verra reconnu fondateur, maître du village (*tompon-tana*), mais aussi gardien et responsable du respect des interdits du sol prononcés par les génies. L'arbre-autel (*tony*) planté à cette occasion symbolise cette alliance et rappelle aux générations à venir qui en fut l'artisan. À la mort du fondateur, le culte est pris en charge par ses descendants qui chaque année officient à l'arbre-autel. Toute la communauté villageoise est tenue d'assister au rite annuel lors duquel les interdits du village sont rappelés et l'alliance entre les génies et le lignage fondateur est renouvelée. La préséance de ce lignage, renvoyant au principe idéologique de l'autochtonie qui fonde le droit sur la terre, lui garantit un contrôle exclusif sur le ter-

ritoire villageois. Mais les génies peuvent également à tout instant se faire entendre en empruntant la voix d'une personne qu'ils possèdent et édicter de nouveaux interdits, imposer de nouvelles lois toujours en accord avec les nouvelles situations que rencontre la communauté. Ce sont là quelques-uns des principes qui se retrouvent encore aujourd'hui au cœur des stratégies d'accès à la ressource crevette dans les communautés de pêcheurs traditionnels malgaches.

Jusque dans les années soixante-dix, ces communautés avaient un très faible taux démographique et la pêche visait essentiellement à la capture du poisson, car comme me disait récemment un pêcheur du village d'Ankazomborona (village le plus actif en matière de pêche crevette, situé dans la baie d'Ambaro au nord-ouest de l'île), « en ce temps-là, la crevette était tellement abondante dans nos barrages, et comme il n'y avait personne qui venait nous l'acheter, on la jetait ». Leurs activités se concentraient dans les embouchures, dans les chenaux et si les pêcheurs s'aventuraient en mer, ils ne perdaient jamais de vue le littoral. Les lieux de pêches étaient donc faciles à définir à partir des repères terrestres et il était donc pareillement aisé de faire valoir sa propriété et son droit d'usage. Quant à la mer tout comme la forêt, son pendant terrestre, elle demeurait un espace flou, sauvage, non attribué, le domaine des génies marins. L'activité de pêche était sur certains points assez proche des activités agricoles et cela notamment à cause de l'utilisation prédominante de systèmes de barrage fixe, tels que le *salepa*¹, le *valakira*², ou encore le *vonintsatra*³, engins typiquement autochtones qui tendent actuellement à disparaître. Comme c'est le

¹ *Salepa* est le terme utilisé dans la baie d'Ambaro pour désigner les barrages fixes installés dans les embouchures et les chenaux. Ils sont formés par assemblage de plusieurs filets maillants.

² *Valakira* : barrage côtier en forme de V composé d'une chambre de capture orientée vers l'amont et de deux ailes définissant le champs de capture. Employé du sud de Mahajanga jusqu'au nord de Madagascar, dans la baie d'Ambaro.

³ *Vonintsatra* : barrage employé en Menabe et formé d'un assemblage de filets moustiquaires, à très petits maillages, fixés dans la vase des chenaux de mangrove par des pieux.

cas pour l'agriculture, l'utilisation de ces engins imposait à cette activité un cycle lent passant par la préparation du barrage, son installation, un moment d'attente suivi d'un moment de récolte qui s'achève par le démontage du barrage et sa réparation ; travaux qui, une fois encore comme pour l'agriculture, sont effectués en famille sur une parcelle appartenant au patrimoine du lignage.

L'accès, l'usage et la propriété en matière de ressources halieutiques étaient à cette époque régis par le droit coutumier, sous la gouverne du pouvoir traditionnel comme l'étaient en d'autres lieux les ressources agricoles. Certaines communautés villageoises ont même reporté sur les territoires maritimes, les interdits coutumiers propres à l'agriculture, tels que l'interdiction de pratiquer cette activité les jours de la semaine considérés comme néfastes, le mardi et le jeudi. L'intégration des nouveaux venus à la communauté villageoise ne posait en principe aucun problème, encore étaient-ils peu nombreux à cette époque. Ils pouvaient dans un premier temps participer à la pose des barrages, apportant ainsi aux habitants une aide non négligeable tant l'utilisation de ces engins requiert une main-d'œuvre importante. Une alliance matrimoniale avec une fille de l'endroit pouvait ensuite leur assurer un droit d'usage sur le lieu de capture revenant à leur épouse par dévolution successorale. Certaines familles autochtones qui se réservaient l'usage exclusif de ces zones propices à la capture ont pu même s'assurer une rente de situation, en faisant travailler des migrants comme journaliers.

■ Les années soixante-dix : les débuts de la pêche crevettière

Au cours des années soixante-dix, la commercialisation et l'exportation de la crevette se développent et les filières de collecte commencent doucement à s'organiser. Les communautés villageoises de pêcheurs situées dans les zones d'exercice des sociétés exportatrices de collecte les plus actives, celles de la baie d'Ambaro par exemple, connaissent déjà les premiers signes d'une profonde transformation

sociale (Papinot, 1993 et Savard, 1996) : accélération des activités de pêche crevettière, augmentation du revenu des pêcheurs, monétarisation des échanges, arrivée de migrants...

La valorisation de l'activité de pêche crevettière traditionnelle profite directement aux habitants qui conservent tout contrôle sur leur territoire et sur l'accès à la ressource, sans encore ressentir la menace pour le maintien de leurs droits d'autochtones que représentera plus tard l'arrivée massive de migrants. Les barrages se multiplient et sont confiés directement aux migrants, à charge pour ces derniers de rétrocéder aux propriétaires, une part de leur capture. Ainsi la rente de situation, qui tendait à se mettre en place, s'installe et conforte le pouvoir autochtone.

Dans une communauté de pêcheurs située aux alentours de la ville de Mahajanga, et réputée pour le nombre important de ses *valakira*, va se produire à cette époque-là un événement dont les développements sont tout à fait édifiants en ce qui concerne les résistances et les stratégies autochtones en matière de droit foncier dans un contexte de développement et d'intervention allogène. Un migrant Betsileo, venu des hautes terres pour travailler dans une usine, s'était installé dans cette communauté dans les années cinquante. Au milieu des années soixante-dix, il avait constitué une épargne et était père de quatorze enfants dont certains étaient en âge de travailler. Il décida alors de s'entendre avec les autochtones, propriétaires des endroits où étaient postés les barrages à crevettes, et parvint à cet accord : moyennant le paiement d'une somme qui correspondait à la totalité de son épargne, les propriétaires lui cédaient leurs droits sur ces lieux. Il pouvait à sa guise poser des barrages et travailler en famille, comme un autochtone, à la condition qu'il observe les interdits du sol et qu'il n'omette pas les rituels propitiatoires aux génies tutélaires. Mais comme dans tout acte de transaction foncière basé sur le droit coutumier malgache, seul le droit d'usage fut cédé et non le droit de propriété. Le lignage autochtone demeurait gardien de l'alliance primordiale conclue entre leur ancêtre et les génies de l'endroit et conservait, par ce biais, le droit de propriété. Ainsi, par la voix de la possédé du lignage, les exigences des génies se sont faites de plus en plus importantes à mesure que les activités du migrant prospéraient jusqu'à ce qu'il retombe dans une situation analogue à celle du migrant fournisseur

de rente aux autochtones. Mais l'anecdote ne s'arrête pas à la ponction exercée par les autochtones sur la production du migrant. Par l'intermédiaire de la possédée à travers laquelle s'expriment les génies du sol, ils parvinrent également à maintenir un contrôle sur l'accès à la ressource. De nouveaux interdits proclamés lors des rituels de possession venaient sans ambiguïté aucune rejeter tout étranger au village qui s'était présenté pour travailler comme journalier sur les *valakira* du migrant.

Cette histoire est exemplaire car elle permet de saisir la logique des mécanismes qui, nous le verrons, seront mis en place par les pêcheurs autochtones aussitôt qu'ils sentiront leurs droits menacés.

I Dès le début des années quatre-vingt : la ruée vers l'or rose

« Le secteur des pêches a connu pendant les années quatre-vingt un développement important. Sa production a doublé entre 1980 et 1990. » (Andrianaivojaona, Kasprzyd, Dasylva, 1992). Le secteur de la pêche traditionnelle accuse pour cette période une augmentation franche des prises de crevettes : 1 700 tonnes en 1989 contre 800 tonnes en 1970. Produit à forte valeur ajoutée, la crevette capturée par les pêcheurs traditionnels entre dans le circuit de collecte et est ensuite destinée à l'exportation. Sur 6 963 tonnes, 5 219 tonnes ont été expédiées à l'étranger en 1989 (Papinot, 1993).

L'accroissement des revenus des pêcheurs, conséquence directe du développement de la commercialisation de la crevette, va faire en sorte que certaines communautés les plus prospères deviendront rapidement des pôles d'attraction importants. Certains villages, comme Ankazomborona par exemple, connaîtront une véritable explosion démographique.

Les gains importants que permet cette activité (jusqu'à 4 fois le salaire minimum), ont suscité une migration singulière qui, dans la baie d'Ambaro, épouse le profil caractéristique des migrations spécifiques aux fronts pionniers. Les migrants sont de jeunes hommes

Années	Nombre de maisons	Nombre de personnes	Sources
1970	Une dizaine environ	-	Papinot (1993)
1980	152	192 chefs de famille sans compter les femmes et les enfants	Rasarimiadana (1984)
1993	467	2 018	Savard (1996)
1999	932	3 818	PNRC

■ Tableau 1
Evolution démographique
du village d'Ankazomborona (baie d'Ambaro).

célibataires âgés entre 19 et 29 ans (sources PNRC), originaires en forte majorité de la région de Sambava-Antalaha-Vohémara (villes situées dans la région nord-est de l'île et l d'où sont originaires les migrants que l'on retrouve dans les villages de chercheurs d'or ou de saphir de la province de Diego). Ils viennent de mars à juin « chercher leur chance » (*mitady anjara*) comme ils disent et s'en retournent chez eux à la fin de la saison en attendant l'année suivante. Actuellement et cela depuis le début des années quatre-vingt-dix, les migrants de la première heure tendent à s'installer et à fonder un foyer au village, tandis que subsiste un flux de migration saisonnière.

Les populations autochtones noyées par l'afflux de ces migrants ne parviennent plus à maintenir un contrôle social et tentent en désespoir de cause de multiplier les cérémonies à l'arbre-autel de fondation afin de rallier les nouveaux venus à leur pouvoir. La menace est d'autant plus grande que ces flux migratoires s'accompagnent d'innovations techniques qui permettent désormais aux migrants d'échapper au système d'exploitation des barrages tenus par les autochtones. Dès le milieu des années quatre-vingt, l'introduction du filet (*kôkobe* et *arato periky*⁴) va engendrer des transformations dans les techniques de pêche et en particulier dans les modes de

⁴ *Arato periky* et *kôkobe* : filet de senne et filet maillant (maille 20/25 mm de côté) introduit dans les années quatre-vingt-dix dans les communautés villageoises (essentiellement dans la partie nord de la côte ouest).

capture. Grâce à ces engins, les migrants partent à la conquête de la mer, espace qui je le rappelle n'entraîne pas jusqu'alors dans la définition des territoires villageois. Contrairement aux barrages, le filet permet une action quotidienne et garantit une grande mobilité aux pêcheurs qui peuvent désormais les déplacements des bancs de crevettes plus au large.

Dans certaines communautés, les autochtones mettront en place des procédés afin d'établir un contrôle d'accès aux territoires marins nouvellement colonisés par les pêcheurs migrants. Prenant appui sur les repères terrestres de leur territoire, ils imposent une taxe sur les pirogues parquées au débarcadère du village et destinée aux seuls pêcheurs migrants ; ou encore ils les contraignent à passer par eux pour la location de maisons et de pirogues.

Les pouvoirs propitiatoires des génies de l'arbre de fondation qui, jusqu'alors, ne s'exerçaient que dans les limites de l'ancien territoire villageois, sont étendus vers la mer. Désormais, pour faire bonne pêche et ne pas perturber le bon équilibre du village, les migrants sont obligés de participer à l'achat du bœuf destiné au sacrifice annuel⁵. Les migrants résistent et la situation est d'autant plus tendue qu'un discours écologique, encouragé par les industriels de la pêche, dénonce la forte capture de juvéniles par le système de barrage autochtone, mettant ainsi en péril la reproduction de la ressource. Les autochtones réagissent. Ils accusent les migrants de s'adonner à une pêche trop intensive, ne respectant pas le cycle des marées. Selon eux, la capture des adultes, qui est le fait d'une augmentation de l'effort de pêche en mer, est l'un des facteurs qui expliquent la diminution des prises de leurs barrages et la présence accrue de crevettes de petite taille. Mais, par-dessus tout, ils mettent en cause le non respect des migrants vis-à-vis des usages et des coutumes traditionnelles pour expliquer la diminution des captures, car selon la croyance l'abondance de la ressource dépend directement du juste équilibre établi entre les pêcheurs et la surnature. Ainsi, dans

⁵ Certaines sociétés industrielles de pêche crevettière ont vu, il y a quelques années déjà, leur intérêt à répondre aux demandes faites par les communautés locales de participer aux rituels propitiatoires en offrant un zébu pour le sacrifice annuel.

certaines communautés⁶, les génies du territoire villageois n'ont pas tardé à faire entendre leur voix lors de cérémonies de possession et à imposer un nouvel interdit (*fady*) : celui de l'usage du filet.

Ce fut le cas, en 1990, à Ambavanakarana, petit village installé au nord de la baie d'Ambaro. L'usage des filets de mailles 20-25 (*arato periky*), utilisés exclusivement par les migrants fait l'objet d'une proclamation d'interdit. Selon les dires des informateurs, l'origine de ce « tabou » résiderait dans la ressemblance physique entre ce filet et un type de panier également frappé d'un interdit traditionnel. Les rumeurs circulent et les migrants craignent les représailles. En 1993, cette interdiction est réitérée et les pêcheurs migrants sont menacés d'expulsion. Comme l'expliquent très bien Frédéric Dupré et Hélène Guiguère (*in Breton, 1998*) « L'interdit sembla vouloir limiter l'accès à la ressource en établissant des zones proscrites à toute forme de pêche. Cet interdit porta essentiellement sur la zone du canal de la rivière à la hauteur du village, donc la zone qui précède les emplacements des valakira, barrages fixes appartenant aux autochtones (sic, SG) ». L'incendie des maisons des autochtones qui eut lieu cette année-là entraîna des pertes considérables en équipements et en produits de pêche. Les autochtones affirment que c'est la violation des interdits (*fady*) par les migrants qui aurait causé cet incendie. La crise semble se dénouer en 1996 quand les autochtones parviennent via une société de collecte de Diego à acquérir à leur tour des filets de mailles de 20-25 qu'ils confient aux migrants moyennant la rétrocession d'une part de leurs captures.

Les conflits

Comme le dit très justement Christian Papinot (1993) : « Alors que l'installation d'un barrage à crevette sur un *tany kira* (emplacement

⁶ En Menabe, certains villages s'opposent franchement à l'utilisation des *kókobe*, préférant se limiter à leur ancienne technique de capture avec des sennes de plage.

où sont placés les barrages, sic S.G.) équivaut à une reconnaissance tacite par les habitants du lieu, l'utilisation d'un filet se présente comme une activité nettement moins régulée et d'autant plus susceptible d'engendrer des conflits entre les originaires de la région et les migrants que le volume de capture s'amenuise (...) ». Et j'ajouterai même que si à première vue un consensus semble s'être installé avec le temps entre autochtones et migrants, les conflits ne manquent pas d'émerger sitôt que les captures ou les filières d'écoulement des produits diminuent. J'en veux pour preuves quelques incidents qui se sont produits durant l'année qui vient de s'écouler.

Depuis 1993, le pouvoir central impose à la pêche crevette, industrielle comme traditionnelle, une période de fermeture de la pêche crevette. Cette mesure légale est peu respectée par les pêcheurs traditionnels en général, et encore moins par les autochtones, qui admettent difficilement qu'une loi étrangère au village vienne soudainement régir leurs activités. Le début de la campagne 1999 fut difficile pour tous les secteurs de la pêche crevette, car les captures étaient remarquablement basses. Dans les communautés villageoises de la baie d'Ambaro, le phénomène fut rapidement interprété comme une sanction divine, une fermeture imposée par Dieu-Zanahary et chacun de rechercher l'origine de la rupture d'interdit qui aurait provoqué la fuite des crevettes en eau profonde. L'origine de la rupture n'a pas fait l'unanimité, mais les coupables ont vite été trouvés : ce sont bien sûr les migrants, toujours les mêmes, les boucs émissaires, les étrangers par qui le malheur arrive. Selon les uns, les migrants auraient utilisé des filets de couleurs interdites par les génies (le rouge et le noir); pour d'autres, ils auraient souillé le lieu sacré où est planté l'arbre-autel de fondation. Partout les autochtones, à grand renfort de sacrifices et de manifestations cérémonielles, tentent de renouer avec les génies du sol, de rétablir la situation en proférant aussi au hasard des chemins des menaces à l'encontre des migrants.

À la baisse des captures que l'on observe actuellement vient s'ajouter la diminution, au niveau local, de la concurrence et des réseaux de collecte, phénomène induit par l'obligation de mise aux normes imposée par l'Union européenne en 1997 (Chaboud et Goedefroit, 1999). Le prix d'achat aux pêcheurs de la crevette, calculé selon des

critères de qualité et de calibre, diminue et les pêcheurs accusent une forte baisse de leur revenu. Mais pourtant, les migrants continuent à affluer. « Il y aura très bientôt plus de pêcheurs que de crevettes » me dit, il y peu de temps, un informateur. Cette situation est devenue insupportable pour les autochtones qui, fort de leurs droits de premiers occupants, désirent voir partir les migrants. La communauté d'Ambavanakarana semble avoir résolu ce problème puisqu'une fois encore, fin 1998, le quartier du village réservé aux migrants prit feu un jour de grand vent, les contraignant à quitter rapidement les lieux. Dans un village du delta de la Tsiribihina (côte ouest), ce sont des vandales (*dahalo*)⁷ qui, venant d'on ne sait où, ont fait un jour irruption en plein jour pour piller les maisons des seuls pêcheurs migrants. Certains sont partis. Mais comme d'autres persistaient à vouloir rester, les brigands sont revenus liquidant ainsi une situation qui était devenue invivable pour les villageois depuis que le principal collecteur de la région avait déplacé son centre d'activité plus au nord.

Cette analyse succincte aboutit, selon moi, à une évidence. La volonté, exprimée par les différents acteurs et responsables nationaux, de développer le secteur traditionnel de la pêche crevettière passe par la mise en place d'une législation concernant notamment les engins, l'accès et l'usage de la ressource qui trouvera son efficacité par la nécessaire prise en compte des droits coutumiers et des usages en vigueur dans ces communautés ; communautés qui possèdent, nous l'avons constaté, leurs propres codes de lois et qui les font respecter de manière drastique.

⁷ L'incursion de *dahalo*, brigands traditionnellement voleurs de bœufs venus du pays Bara, fait partie de l'histoire du Menabe. Pour les chercheurs qui ont étudié ce phénomène (e.a E. Fauroux), les *dahalo* n'attaquent pas n'importe quel village et en n'importe quelle circonstance, car l'on peut avancer que lorsqu'une attaque se produit, elle est souvent pilotée de l'intérieur. Mais de mémoire de Sakalava, ce serait la première fois que les *dahalo* s'en prennent à un village de pêcheurs ne possédant pas de bœufs.

Bibliographie

- ANDRE-BIGOT H., 1998 —
D'eau et de rêves. Une identité en transformation : trois générations de pêcheurs de Sainte-Lucie West-Indies. Thèse d'anthropologie sociale. EHESS, Paris.
- ANDRIANAIVOJOANA C.,
KASPRZYK J., DASYLVA G., 1992 —
Pêche et aquaculture à Madagascar-bilan diagnostic. Projet PNUD/FAO/MAG/85/014.
- BRETON Y., DE LA ROCQUE M.,
DOYON S., DUPRE F.,
GIGUERE H., 1998 —
Paperasse et tabous. Bureaucratie et droit coutumier dans les pêcheries mexicaines et malgaches.
Département d'anthropologie de l'Université de Laval, Québec.
- CHABOUD C., GOEDEFROIT S., 1999 —
Mondialisation et stratégies des acteurs locaux. L'exemple des pêches crevettières malgaches.
VIIIe Journées de géographie tropicale. Ile de La Réunion, septembre 1999.
- GOEDEFROIT S., 1998 —
A l'ouest de Madagascar. Les Sakalava du Menabe.
Paris, Karthala-Orstom.
- HENRY F. et MOAL R.A. (eds), 1998 —
Compétitivité de la pêche maritime en Afrique. Mission d'études d'évaluation et de prospective. Paris, secrétariat d'état à la coopération et à la francophonie.
- KOECHLIN B., 1975 —
Les vezo du sud-ouest de Madagascar. Contribution à l'écosystème de semi-nomades marins. *Cahiers de l'Homme*, n.s., XV, Mouton.
- OTTINO P., 1963 —
Les économies paysannes malgaches du Bas-Mangoky. Paris, Berger-Levrault.
- PAPINOT C., 1993 —
Pêche et changement social à Madagascar. *Cahiers Ethnologiques*, 18 : 87-99.
- SAVARD K., 1996 —
Transactions sociales et associations : les enjeux du marché de la crevette dans une communauté de pêcheurs de la baie d'Ambaro (Madagascar).
Mémoire de la faculté des études supérieures de l'université de Laval. Département d'anthropologie, faculté des sciences sociales. Québec.



Communications orales

partie 2

Le partage de l'espace productif de la baie du Mont St Michel par les conchyliculteurs : plusieurs dynamiques face au dilemme des communs

Guy Fontenelle

Denis Bailly

Katia Frangoudes

Eric Feunteun

Alain Radureau

Patrick Le Mao

La baie du Mont St Michel représente un espace de diversité et de productivité biologique issues de son interface terre-mer. Cette richesse est fondée sur la production primaire (terrestre et aquatique) qui est étroitement liée au fonctionnement écologique des marais salés et des vasières intertidales. Plusieurs catégories d'usagers exploitent cette production primaire qui se révèle avoir tous les attributs d'une ressource commune. C'est en particulier le cas des conchyliculteurs (ostréiculteurs et mytiliculteurs) dont les rentes sont intimement liées au phytoplancton et phytobenthos filtré et assimilé par les bivalves, qu'ils ont installés sur la plus grande partie de la zone intertidale de la baie. D'autres usagers de cette ressource sont cependant présents sur cet espace et tirent profit *in fine* de cette ressource commune (éleveurs de moutons sur prés salés, pêcheurs, chasseurs, naturalistes). Les conchyliculteurs, surtout les mytiliculteurs, ont déjà expérimenté le dilemme des communs mais y ont répondu de manière différente. Leur stratégie initiale a été de considérer la production primaire comme une ressource en accès libre, et ils ont occupé un espace de plus en plus grand pour leurs

parcs. Mais, en plus de la variabilité naturelle qui induit des fluctuations de production, les charges excessives en bivalves installées dans le bassin ont conduit au phénomène bien connu de réduction de leur rentabilité biologique et économique. Dès lors, ces groupes ont essayé d'avoir une action collective pour résoudre ce problème. À l'aide du modèle élaboré par White (1994), et considérant les premiers éléments synthétisant le fonctionnement trophodynamique de cet espace, nous avons voulu comparer les dynamiques des divers usagers de la production primaire disponible. La méconnaissance par chaque groupe d'usagers des nombreuses interdépendances naturelles et anthropiques semble générer les difficultés de gestion intégrée de cet espace liant le littoral et l'interface terre-mer.

I Interactions par la ressource, mobilité des stocks et stratégies d'exploitation : le cas des rejets d'araignées de mer dans le Golfe Normano-Breton

Bertrand Le Gallic

Spyros Fifas

Jean Boncoeur

Daniel Latrouite

Didier Le Foll

Les rejets estivaux d'araignées de mer (*Maja squinado*) par le chalutage côtier dans le Golfe Normand-Breton se traduisent par une réduction de la ressource exploitable par les métiers du casier et du filet ciblant cette espèce. Ce phénomène concerne deux types de flottilles distinctes (d'un côté les chalutiers, de l'autre les caseyeurs/ fileyeurs). Il pose un problème d'efficacité et d'équité à l'échelle de la pêcherie, qui doit être pris en compte dans les réflexions sur son aménagement.

Une première modélisation bioéconomique de cette interaction a été réalisée (Boncoeur, Fifas et Le Gallic, 1998), permettant de dresser un bilan global à l'échelle du Golfe Normand-Breton. Elle montre que la pratique du chalutage de fond en août/septembre n'est rentable que dans la mesure où elle ne supporte pas le coût social des destructions d'araignées qu'elle engendre, et qu'une interdiction de cette activité pendant les mois concernés constituerait une mesure de gestion efficace.

Toutefois, pour passer de ce bilan global à un bilan plus précis, il convient de lever certaines hypothèses faites dans la modélisation initiale, telles que la répartition aléatoire des araignées à l'intérieur du Golfe Normand-Breton, ou encore la prise en compte d'une seule

flottille de caseyeurs/fileyeurs supposée homogène. En réalité, les araignées sont concentrées dans certaines zones à différentes périodes et plusieurs flottilles ciblant cette espèce peuvent être distinguées, tant du point de vue de leur localisation géographique que de leur stratégie d'exploitation. Il résulte de cette double caractéristique que les conséquences des rejets estivaux d'araignées sont ressenties à des degrés différents selon les flottilles concernées. Dans une perspective d'aménagement, la mesure de ce différentiel d'impact est une nécessité, car elle permet d'identifier les bénéfices potentiels que peuvent retirer les différents groupes d'usagers de mesures d'aménagement.

L'objet de cette présentation article est de procéder à cette analyse, en tenant compte du caractère mobile de la ressource, qui implique que les conséquences des rejets sont inégales selon les zones de pêche exploitées. Cette dimension spatiale est renforcée par la prise en compte des stratégies d'exploitation des flottilles, qui diffèrent principalement selon le quartier maritime d'appartenance. Pour parvenir à cet objectif, la structure du modèle bioéconomique initial est reprise, articulant les modules biologique, économique, et le module d'activité.

- Le module d'activité décrit l'activité de chalutage de fond dans le Golfe Normand-Breton et les stratégies d'exploitation de l'araignée de mer ; ceci nécessite la prise en compte de différentes flottilles au sein même du Golfe Normand-Breton. L'output de ce module est la répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche par flottille.

- Le module biologique permet : de déterminer la perte de biomasse d'araignées exploitable engendrée par les rejets estivaux du chalutage ; d'identifier les zones de concentration saisonnières des araignées en fonction de leur schéma migratoire ; et de traduire l'activité en captures. Les outputs de ce module sont donc, d'une part, le niveau de biomasse d'araignées exploitable par zone et par saison, et, d'autre part, les productions réalisées par chacune des flottilles.

- Le module économique permet d'évaluer le coût social des rejets, en fonction de la perte de recette de chacune des flottilles et de la perte de surplus des consommateurs. Ce coût social des rejets est comparé aux bénéfices générés par la pratique du chalutage en août/septembre par quartier maritime, afin de dresser un bilan local de ce problème d'interaction. On met ainsi en lumière le fait que les flottilles de caseyeurs/fileyeurs des quartiers de Paimpol et de Saint-Malo subissent davantage ce phénomène de rejets d'araignées que celles de Saint-Brieuc ou de l'Ouest-Cotentin.

■ Accessibilité des ressources et circulation de l'information dans la pêche artisanale sénégalaise

Emmanuel Charles-Dominique

Le succès d'une opération de pêche dépend de la connaissance des conditions de ressource et de marché, et de leur synchronisation. L'information joue un rôle capital quand elle facilite cette synchronisation. Un cas est présenté, dans lequel deux unités de pêche artisanale basées dans des localités éloignées (Soubédioune et Guet-Ndar, 200 km), pêchent sur la même zone (Mauritanie, proche de Guet Ndar) et débarquent au même endroit (Hann, proche de Soubédioune), parcourant la même boucle à chaque sortie. Ces deux unités, qui appartiennent à une même famille, s'informent mutuellement par téléphone et synchronisent leurs sorties. Dans ces conditions très particulières (long rayon d'action, coopération, télécommunication, position relative des bases à terre), les deux unités séparées de 200 km peuvent fonctionner dans des conditions de ressources et de marché quasi – identiques.

Il en résulte que « l'accès à la ressource », relatif à une technique, (i) doit être défini en intégrant toute la sortie de pêche (et les bases à terre intermédiaires); (ii) dépend fortement de la circulation de l'information (des innovations dans ce domaine pouvant avoir des effets importants sur l'organisation de la pêche).

I Analyse spatio-temporelle de l'exploitation des trois stades de développement de *Ethmalosa fimbriata* dans la baie de Biafra (Cameroun)

Oumarou Njifonjou

Monique Simier

François Laloë

Dans l'optique d'une approche globale et dynamique des pêcheries artisanales maritimes camerounaises, un système de collecte de données a été mis en place (Njifonjou, 1998), avec pour objectif final de fournir des éléments à prendre en compte dans un plan d'aménagement et de gestion de la ressource halieutique. De 1994 à 1996, soit 36 mois consécutifs, des enquêtes sur les sorties et les débarquements ont été menées dans 4 centres de pêche du littoral camerounais. La présente analyse concerne les captures d'*Ethmalosa fimbriata*, principale espèce débarquée par les sennes tournantes ou Awasha dans la partie nord du littoral (ports de Limbe-Dockyard et Idenau). Elle vise à mettre en relation le cycle d'exploitation de ses 3 stades de développement (mololo : immatures, dololo : jeunes, bonga : adultes) avec la dynamique spatiale de la pêcherie à l'échelle du lieu de pêche.

Deux analyses factorielles des correspondances (AFC) sont réalisées, la première sur le taux d'apparition des trois stades exploités dans les captures débarquées, la seconde sur la fréquentation des lieux de pêche par les unités de senne tournante.

L'interprétation des résultats permet la reconstitution du cycle annuel d'exploitation de l'ethmalose en fonction des stades débarqués, des lieux de pêche fréquentés et des saisons correspondantes.

Ainsi, de novembre à janvier, les captures sont largement dominées par le stade adulte (bonga), pêché à l'extrême nord de la zone. Les juvéniles (mololo) apparaissent dans les captures entre février et mai, et la zone de pêche se déplace alors au sud, vers l'estuaire du fleuve Cameroun. De juin à août, tous les lieux de pêche sont fréquentés par les pêcheurs, qui ramènent en quantité importante de jeunes individus (dololo). Enfin, en septembre-octobre, les bonga redeviennent progressivement majoritaires dans les captures qui se localisent à nouveau au nord de la zone.

Par ailleurs, cette étude met en évidence une augmentation de la proportion de jeunes individus dans les captures au cours des 3 années d'enquêtes, phénomène qui semble se confirmer en 1997-1998. Cette évolution laisse penser en première hypothèse à un phénomène de surexploitation de l'ethmalose. Mais, à la lumière de la dynamique spatiale d'activité des Awasha décrite ici, une autre interprétation peut être envisagée. De mars à mai, la présence d'ethmaloses dans des zones proches des centres de débarquement inciterait les pêcheurs à se limiter à ces lieux de pêche. Malgré le fait qu'il s'agisse d'individus de petite taille, cette opération pourrait en effet s'avérer plus rentable pour eux qu'un déplacement coûteux vers l'extrême nord, où sont pêchées les ethmaloses adultes. Ces résultats sont détaillés dans Njifonjou *et al.*, 1998.

Références bibliographiques

NJIFONJOU O., 1998 —

Dynamique de l'exploitation dans la pêche artisanale des régions de Limbe et de Kibi au Cameroun. Thèse de Doctorat, université de Bretagne Occidentale, 347 p.

Atlas interactif des pêcheries palangrières opérant dans les ZEE françaises de l'océan Indien

François Poisson

Vincent Mardhel

Depuis 1994, la station Ifremer de La Réunion a mis sur place un système d'enquêtes pour suivre l'activité des flottilles palangrière autour de l'île de La Réunion. La principale source d'informations est constituée par les carnets de pêche sur lesquels sont reportées, pour chacune des opérations de pêche, les données géoréférencées de prises et d'effort. Ces livres de bord proviennent principalement des palangriers nationaux, mais aussi des navires étrangers autorisés à opérer dans les ZEE françaises au cours des années 1993 à 1995.

Afin de restituer l'information disponible dans la base de données de l'Ifremer auprès des professionnels et des décideurs, nous avons choisi un mode de présentation interactif qui permet à l'utilisateur d'extraire l'information souhaitée (prises, effort, rendements/espèce, par carré statistique de 1° de côté et par strate mensuelle ou annuelle), et de créer très rapidement des représentations cartographiques personnalisées. Ce produit, distribué sur CD-Rom avec un manuel d'installation et d'utilisation, permet de générer en tout 3 520 cartes thématiques différentes à partir des fichiers de base et offre des potentialités importantes dans l'aide à la décision et l'analyse des données. Par ailleurs, des données d'environnement disponibles sur Internet (cartes bathymétriques, SST...) ainsi que des données biologiques collectées au cours de campagnes d'échantillonnages (biométrie, sex-ratio...) constituent autant de couches d'informations susceptibles d'être intégrées.

■ Répartition spatiale de la flotte de pêche française de Manche Atlantique en 1996

Patrick Berthou

Michelle Jézéquel

Patrick Lespagnol

Sylvain Larvor

La distribution spatiale de l'activité de pêche des 4 512 navires armés au POP au 31 décembre 1996 est estimée à partir : des données individuelles de production et d'effort disponibles dans la base Statistiques de pêche nationale, et des données individuelles d'activité par métier et zone de pêche résultant du dispositif de suivi de l'activité des navires, mis en place par la DPMCM avec le concours de l'Ifremer.

Le poster propose : 1) une représentation de la distribution spatiale de la flotte tous métiers confondus ; 2) une ventilation des navires selon qu'ils exercent leur activité à l'intérieur ou à l'extérieur de la bande côtière française, définie au sens des 12 milles ; 3) une représentation de la distribution spatiale des principaux engins de pêche mis en œuvre.

Les résultats obtenus illustrent l'intérêt à disposer d'un réseau d'observateurs en charge du suivi des activités des navires en complément au réseau déclaratif de suivi des débarquements pour disposer d'une vision plus complète des pêcheries nationales.

**Régulation
des systèmes pêches :
vers une gestion des
espaces halieutiques**

partie 3

**Président : F. Gauthiez
Rapporteur : P. Chavance**

Partage des océans et gestion des écosystèmes

Évolution spatiale contrastée
de la gouvernance des pêches maritimes¹

Conférence invitée, présentée par

S. M. Garcia

Biologiste des pêches, directeur du département des Pêches de la FAO

M. Hayashi

Juriste, professeur à l'université de Tokyo, Japon

■ Introduction

La notion d'espace est omniprésente dans le domaine maritime. Kurien (1998) rappelle que l'espace océanique est resté « ouvert » à tous jusqu'au XIV^e siècle lorsque le processus de colonisation, suivant les progrès de la navigation, provoque les premières tentatives de division et d'appropriation. Le premier partage de l'océan, entre l'Espagne et le Portugal, au XV^e siècle, est remis en question par les hollandais au cours de leur colonisation du Sud-Est Asiatique. Au début du XVII^e siècle, l'un de leurs juristes (Grotius, 1604) traitant du principe de liberté des mers, et défendant les intérêts hollandais défendit la thèse selon laquelle :

1/ les espaces maritimes n'étaient pas susceptibles d'occupation effective par une nation ou un individu ;

¹ Les vues exprimées dans cet article sont celles des auteurs et ne préjugent en rien de la position de la FAO.

2/ l'utilisation des espaces océaniques n'en limitait pas l'usage à d'autres fins ou à la même fin par d'autres usagers.

Accessoirement, Grotius (*op. cit.*) indiquait également que les ressources biologiques et minérales des mers étaient inépuisables, et il est intéressant de noter que la liberté pour tout un chacun d'exploiter les mers allait de pair avec cette croyance. Plus de 300 ans plus tard, la démonstration progressive des limites et de la vulnérabilité des ressources conduira à contester le principe de liberté des mers et à rogner la zone géographique où il s'applique. Le processus commença en fait immédiatement, et Koers (1973) note que la controverse entre juristes commença dès la publication de l'ouvrage de Grotius, conduisant, par réaction, à limiter la liberté dans les eaux côtières et, progressivement, au concept de « mer territoriale » comme extension défendable du continent. Après bien des péripéties et des actions souvent unilatérales, en particulier après la seconde guerre mondiale, le processus conduit à l'adoption de la Convention des Nations unies sur le droit de la Mer, nouveau « droit de la Mer », en 1982.

Examinée du point de vue de sa relation à l'espace, la gestion des ressources halieutiques maritimes mondiales montre, à première vue, une évolution contrastée sur deux axes principaux.

1/ Le premier axe, de nature socio-politico-économique, lié à l'acaparement des ressources par les pays côtiers et à la reconnaissance formelle de leurs droits et devoirs en matière d'exploitation et de gestion a conduit, entre la fin de la deuxième guerre mondiale et 1994², à une fragmentation progressive de l'espace océanique et des ressources qu'il renferme, à travers une série d'augmentations progressives de l'étendue des eaux placées sous juridiction nationale (de 3 à 12 puis 200 milles nautiques dans la plupart des cas) suivi d'un processus de fragmentation ultérieure de la zone économique exclusive (ZEE) nouvellement acquise pour permettre une décentralisation des responsabilités et une allocation plus précise des droits d'usage.

² Date de l'entrée en vigueur de la Convention des Nations unies sur le droit de la Mer.

2/ Le second, de nature bio-écologique, concernant la nécessité de gérer les ressources halieutiques dans le contexte de l'écosystème, regroupant si nécessaire les zones nationales et sub-nationales en « écosystèmes » emboîtés en prenant comme base de l'unité d'aménagement, d'abord le stock (dans le cas de stocks partagés, chevauchants ou grands migrateurs), puis l'assemblage multispécifique, la zone côtière, les grands écosystèmes marins, et les bassins versants maritimes.

Le premier mécanisme a conduit à une fragmentation de l'espace océanique en une zone où s'exerce la juridiction nationale (jusqu'à 200 milles des côtes) et une zone de haute mer au-delà. La zone des 200 milles est elle-même en cours de subdivision au fur et à mesure que sont négociées et établies les frontières maritimes. Dans de nombreux cas, la ZEE et la mer territoriale sont en cours de subdivision, par exemple, en zones allouées respectivement à la pêche côtière ou artisanale (souvent les premiers 3 ou 6 milles) et à la pêche industrielle ou étrangère. Les eaux sous juridiction nationale sont également souvent subdivisées en territoires correspondant à des pêcheries ou segments de pêcheries et dans lesquelles peuvent s'appliquer des réglementations particulières. Cette dernière subdivision est particulièrement importante lorsqu'elle s'accompagne d'une allocation de droits de pêche plus ou moins exclusifs tels que des droits d'usage territoriaux souvent destinés à reconnaître les droits des communautés côtières traditionnelles.

Le second mécanisme, qui se renforce notamment depuis la Conférence des Nations unies pour l'environnement et le développement de 1992 (Cnued) tend à une agrégation des espaces et des ressources en question en écosystèmes de manière à assurer une gestion plus synthétique et systémique de la ressource et de son environnement et améliorer ainsi la conservation. Il conduit à considérer les pêcheries et leur gestion en les intégrant dans la gestion de la zone côtière, des bassins versants maritimes ou des grands écosystèmes marins.

Ces deux évolutions, en sens apparemment contraire, de la manière dont l'espace est utilisé reflètent bien la rencontre, et les contradictions, entre les règles de fonctionnement et de contrôle de la société et celle de l'écosystème. Elles seront examinées séparément dans les sections suivantes avant de conclure sur le résultat de leur inter-

action. Elles conduisent également à la création d'institutions spécialisées (organisations, mécanismes, législations, droits) qui jalonnent une évolution constante de la gouvernance des pêches et de sa structure géographique dont le présent article fournit une description et une analyse succincte.

L'accaparement des ressources : un processus géopolitique et socio-économique

Évolution historique

Comme indiqué dans l'introduction, l'espace océanique est resté relativement ouvert, suivant le principe de liberté de la mer, jusqu'au milieu du XX^e siècle et ses ressources étaient exploitables par quiconque désirait le faire, à l'exception d'une étroite bande côtière placée sous la juridiction de l'État côtier. L'océan était donc divisé en deux parties seulement, une vaste zone appelée la haute mer, où prévalait la liberté de la pêche, et la mer territoriale, qui s'étendait généralement jusqu'à trois milles nautiques des lignes de base, où les activités de pêche étaient soumises aux réglementations de l'État côtier. Si les premières extensions de la mer territoriale par les États côtiers posèrent relativement peu de problèmes car elles n'affectaient que de manière mineure l'accès aux ressources par les autres États, les autres tentatives d'extension seront plus difficiles car il deviendra clair que l'acquisition des droits par un État se fera aux dépens des intérêts des autres (principe d'exclusion).

Dès la fin du XIX^e siècle, l'introduction de la propulsion à vapeur et des innovations dans les techniques et engins de pêche (en particulier dans le chalutage), et le développement des capacités de pêche lointaine, enclenchèrent un processus de pression croissante de la part des États côtiers pour une reconnaissance formelle de leur contrôle sur les ressources halieutiques et sur la pêche au-delà des 3 milles de la mer territoriale (Burke, 1994). Dès la première moi-

tié du XX^e siècle, certains États commencèrent à réclamer une mer territoriale de plus de 3 milles ou une extension de leur juridiction *sur la pêche* au-delà de la mer territoriale. En 1945, le Président Truman des États-Unis proclama³ que son pays considérait comme approprié d'établir des zones de conservation explicitement délimitées dans lesquelles les activités de pêche seront sujettes à la réglementation et au contrôle des USA. Cette proclamation fut rapidement suivie par des revendications dans le même sens et beaucoup plus complètes de plusieurs pays d'Amérique Latine. Ces éléments marquent le début d'une réforme en profondeur du droit « foncier » des océans qui dans les décades suivantes suivra un processus parallèle à celui suivi pour l'allocation des terres sur le continent (et surtout en Europe) après le moyen âge (Troader, 1989).

La situation dans le milieu du XX^e siècle était donc rendue chaotique par la juxtaposition de déclarations nationales de nature et d'extension différentes. En 1958, la première conférence des Nations unies sur le droit de la Mer, à Genève, représenta la première tentative de la communauté internationale de se mettre d'accord, entre autres choses, sur les limites de la mer territoriale, et sur la question de savoir si le pays côtier devait être autorisé à étendre sa juridiction sur les pêches au-delà des limites de sa mer territoriale. N'ayant pas réussi à s'accorder sur ces questions importantes, les Nations unies organisèrent une deuxième conférence sur le droit de la Mer, à Genève, en 1960, également sans succès. À cette occasion cependant, la proposition la plus généralement supportée fut celle d'une mer territoriale à six milles nautiques et d'une zone de pêche exclusive de six milles au-delà de celle-ci. Cette proposition échoua pour une seule voix mais cela n'empêcha pas plusieurs États d'étendre unilatéralement leur mer territoriale à douze milles ou d'établir des zones de pêche de six milles au-delà de leur mer territoriale. Peu après, de nouveaux événements, en Amérique latine, dans les Caraïbes, et en Afrique vinrent supporter la déclaration d'une ZEE au-delà de la mer territoriale s'étendant jusqu'à 200 milles des lignes de base. La question de la largeur de la mer territoriale, de la ZEE et

³ Proclamation N° 2668, du 28 septembre 1945. 3CFR 68 (1943-8).

des droits et devoirs précis des États côtiers sur les pêches dans la ZEE fut finalement réglée par l'adoption de la Convention de 1982.

Évolution des espaces sous juridiction nationale

La Convention de 1982 divise l'espace maritime en plusieurs zones fonctionnelles. En ce qui concerne les pêches, elle distingue : les eaux intérieures, les eaux archipélagiques, la mer territoriale, la ZEE, le plateau continental, et la haute mer. Les trois premières zones sont placées sous la souveraineté de l'État côtier qui bénéficie en outre de certaines formes de juridiction exclusives dans la ZEE et sur le plateau continental et leurs ressources.

Eaux intérieures et mer territoriale

La souveraineté de l'État côtier s'étend, au-delà de son territoire et de ses eaux intérieures et, dans le cas d'un État archipel, de ses eaux archipélagiques, à une zone de mer adjacente désignée sous le nom de mer territoriale. Cette souveraineté s'étend à l'espace aérien au-dessus de la mer territoriale, ainsi qu'au fond de cette mer et à son sous-sol. Chaque État côtier est habilité à établir la mer territoriale jusqu'à 12 milles des lignes de base. Les eaux situées du côté continental de la ligne de base sont les eaux intérieures (article 8)⁴. Bien que ces eaux puissent couvrir des surfaces relativement importantes, dans la pratique, et pour les besoins de la pêche, on ne distingue pas les eaux « intérieures » de la mer territoriale, toutes les deux placées sous la souveraineté complète de l'État côtier. Aucun autre État ne dispose d'aucun droit que ce soit sur les ressources qui s'y trouvent sans un accord avec l'État côtier.

Eaux archipélagiques

Les eaux archipélagiques sont celles qui s'étendent à l'intérieur des lignes de base qui connectent entre eux tous les points les plus

⁴ Dans ce texte, les articles cités sont ceux de la Convention de 1982, sauf si indiqué autrement par le contexte.

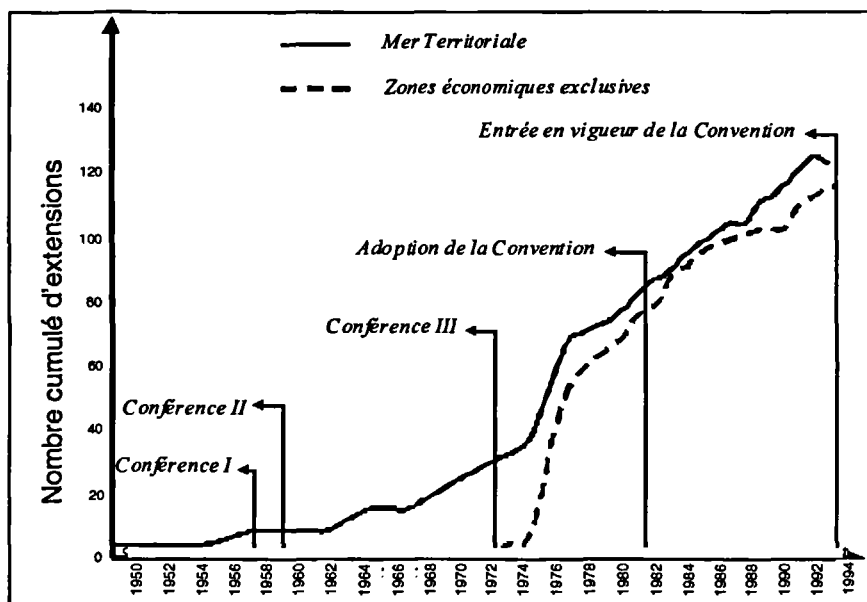
externes des îles et récifs découvrants de l'archipel tracés en accord avec l'article 47 de la Convention de 1982. Ces eaux tombent sous la souveraineté de « l'État archipel » constitué d'un ou plus archipel(s) et autres îles (article 46). Dix-sept États au moins se sont déclarés ainsi. Les seules exceptions à la complète souveraineté de l'État archipel dans ses eaux sont liées aux droits des États pêchant traditionnellement dans ses eaux (articles 47.6 et 51).

Zone économique exclusive (ZEE)

La ZEE est une zone au-delà de la mer territoriale, jusqu'à 200 milles des lignes de base, dans laquelle l'État côtier jouit des droits et juridiction octroyés par la Convention de 1982. Au total, 106 États ont établi des ZEE et 15 États supplémentaires ont établi des zones de pêche⁵. L'évolution du processus est décrite sur la figure 1, montrant l'évolution des déclarations des mers territoriales et des ZEE, où l'on note l'augmentation rapide des déclarations établissant les ZEE et zones de pêche ainsi que les mers territoriales à partir de 1975. Dans la mesure où ces déclarations sont conformes aux provisions de la Convention, elles sont généralement considérées comme conformes au droit international.

À l'intérieur de sa ZEE, l'État côtier a « des droits souverains aux fins d'exploration et d'exploitation, de conservation et de gestion des ressources naturelles, biologiques ou non biologiques, des eaux surjacentes aux fonds marins, des fonds marins et de leur sous-sol, ainsi qu'en ce qui concerne d'autres activités tendant à l'exploration et à l'exploitation de la zone à des fins économiques, telles que la production d'énergie à partir de l'eau, des courants et des vents » (article 56.1.a). Le contenu de ces droits est décrit en détail dans le Chapitre V de la Convention de 1982. Dans la mesure où tous les États bénéficient de la liberté de navigation et de poser des câbles et pipelines sous-marins, et peuvent entreprendre toute autre activité licite liée à cette liberté dans sa ZEE (article 58.1), l'État côtier doit

⁵ Rapport du secrétaire général sur les océans et le droit de la Mer (document Nations unies A/53/456) (5 octobre 1998), para. 100.



■ Figure 1

Évolution des extensions de la juridiction nationale en relation avec les différentes phases du processus d'élaboration et d'adoption de la Convention de 1982 (modifié de Grainger et Garcia, 1996).

en tenir compte en exerçant ses droits en matière de pêche (article 56.2). Il est clair cependant que seul l'État côtier dispose de l'autorité ultime de décision sur la manière dont il entend explorer, exploiter, conserver et gérer les ressources halieutiques dans sa zone.

Plus précisément, l'État côtier a, entre autres, les droits et devoirs suivants (articles 61 et 62) :

- (a) fixer le volume admissible des captures (TAC) en ce qui concerne les ressources biologiques dans sa ZEE ;
- (b) prendre des mesures appropriées de conservation et de gestion pour éviter que le maintien des ressources biologiques de sa ZEE ne soit pas compromis par une surexploitation. Ces mesures visent aussi à maintenir ou rétablir les stocks des espèces exploitées à des niveaux qui assurent le rendement constant maximum (MSY), eu égard aux facteurs écologiques et économiques pertinents ;

(c) déterminer sa capacité d'exploitation des ressources biologiques de la ZEE, et autoriser d'autres États, par voie d'accords ou d'autres arrangements, à exploiter le reliquat du TAC ;

(d) diffuser et échanger régulièrement, par l'intermédiaire des organisations internationales compétentes, les informations scientifiques disponibles, les statistiques relatives aux captures et à l'effort de pêche et les autres données concernant la conservation des stocks de poissons ; notifier dûment les lois et règlements qu'il adopte en matière de conservation et de gestion.

Selon qu'ils se trouvent dans la mer territoriale, la ZEE, la haute mer ou à cheval sur ces juridictions, les stocks de poisson jouissent de statuts différents et requièrent pour leur aménagement des institutions et des arrangements différents. En fonction de leur distribution géographique et de leurs mouvements à travers les différentes juridictions, on distingue en général les stocks : (1) partagés, (2) chevauchants, (3) de haute mer, (4) grands migrateurs, (5) anadromes et (6) catadromes⁶. Pour ces types de stocks, l'État côtier a des droits et devoirs de conservation de gestion autres que ceux énoncés ci-dessus pour les stocks de la ZEE.

Lorsqu'un même stock de poissons ou des stocks d'espèces associées se trouvent dans les zones économiques exclusives de plusieurs États côtiers et constituent donc ce qu'il est convenu d'appeler un stock « partagé », ces États doivent s'efforcer, directement ou par l'intermédiaire des organisations sous-régionales ou régionales appropriées, de s'entendre sur les mesures nécessaires pour coordonner et assurer la conservation et le développement de ces stocks, sans préjudice des autres dispositions de la Convention (article 63.1).

Lorsqu'un même stock de poissons ou des stocks d'espèces associées se trouvent à la fois dans la zone économique exclusive et dans un secteur adjacent à cette zone (constituant un stock chevauchant),

⁶ On notera que les « espèces sédentaires » sont totalement exclues des dispositions concernant la ZEE même lorsqu'elles se trouvent physiquement dans cette zone (voir également la section concernant le plateau continental).

l'État côtier et les États qui exploitent ces stocks dans le secteur adjacent doivent s'efforcer, directement ou par l'intermédiaire des organisations sous-régionales ou régionales appropriées, de « s'entendre sur les mesures nécessaires à la conservation de ces stocks dans le secteur adjacent » (article 63.2). Cette dernière disposition mérite d'être soulignée car la Convention de 1982, ne stipule pas la nécessité d'assurer la *compatibilité* des mesures de gestion appliquées dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, nécessité soulignée en revanche dans l'Accord de New York (1995, article 7.1.b)⁷, développé en partie pour compléter la Convention de 1982 dans ces domaines.

Dans le cas de *stocks de grands migrants*, l'État côtier et les autres États pêcheurs doivent coopérer pour assurer la conservation et l'utilisation optimale de ces stocks dans toute la zone concernée, dans et au-delà de la ZEE (article 64). Pour ces stocks, comme pour les stocks chevauchants, la *compatibilité* des mesures est également requise dans l'Accord de New York⁸.

En ce qui concerne les *stocks anadromes*, les États des rivières desquels ces stocks proviennent, c'est-à-dire les États d'origine, ont sur eux un intérêt et une responsabilité première (article 66.1). Ces États sont obligés d'assurer leur conservation dans toutes les eaux situées en deçà des limites extérieures de leur ZEE. L'exploitation des espèces anadromes est interdite par la Convention dans la haute mer. Le pays d'origine peut établir des TACs seulement après avoir consulté les États qui ont exploité ces stocks dans toutes les zones. Les besoins de ces derniers

⁷ L'article 7.1.b de l'Accord de New York stipule en effet que « les mesures de conservation et de gestion instituées pour la haute mer et celles adoptées pour les zones relevant de la juridiction nationale doivent être compatibles afin d'assurer la conservation et la gestion de l'ensemble des stocks de poissons chevauchants et grands migrants... ».

⁸ « Accord aux fins de l'application des dispositions de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982 relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà de zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrants » adopté par les Nations unies en août 1995 (A/CONF/164/37).

États, en particulier s'ils ont contribué aux mesures destinées à renouveler ces stocks, devraient être pris en considération par l'État d'origine dans l'exploitation de ces ressources (article 66).

En ce qui concerne les *stocks catadromes*, qui ne peuvent également être exploités que dans les eaux situées en deçà des limites extérieures de la ZEE, l'État côtier dans les eaux duquel ces espèces passent la plus grande partie de leur cycle vital ont la responsabilité de leur gestion et doivent permettre l'entrée et la sortie des poissons migrateurs (article 67).

Plateau continental

Le *plateau continental* d'un État côtier est légalement défini comme comprenant « les fonds marins et leur sous-sol au-delà de sa mer territoriale sur toute l'étendue du prolongement naturel du territoire terrestre de cet État jusqu'au rebord externe de la marge continentale⁹ ou jusqu'à 200 milles marins des lignes de base à partir desquelles est mesurée la largeur de la mer territoriale, lorsque le rebord externe de la marge continentale se trouve à une distance inférieure ». Sur son plateau continental, l'État côtier a, comme dans sa ZEE, des droits souverains pour explorer, et exploiter ses ressources naturelles vivantes et non-vivantes, y compris les espèces sédentaires (article 77.4) sans aucune restriction.

Les « *espèces sédentaires* » sont « les organismes qui, au stade où ils peuvent être pêchés, sont soit immobiles sur le fond ou au-dessous du fond, soit incapable de se déplacer autrement qu'en restant constamment en contact avec le fond ou le sous-sol » (article 77.4). Ce sont les coquillages, huîtres perlières, éponges, coraux, algues, etc. Il existe encore un débat entre États en ce qui concerne le statut « sédentaire » de certaines espèces de crustacés telles que les langoustes, homards, et crabes.

⁹ La *marge continentale* est le prolongement immergé de la masse terrestre de l'État côtier ; elle est constituée par les fonds marins correspondant au plateau, au talus et au glacis ainsi que leur sous-sol. Elle ne comprend ni les grands fonds des océans, avec leurs dorsales océaniques, ni leur sous-sol.

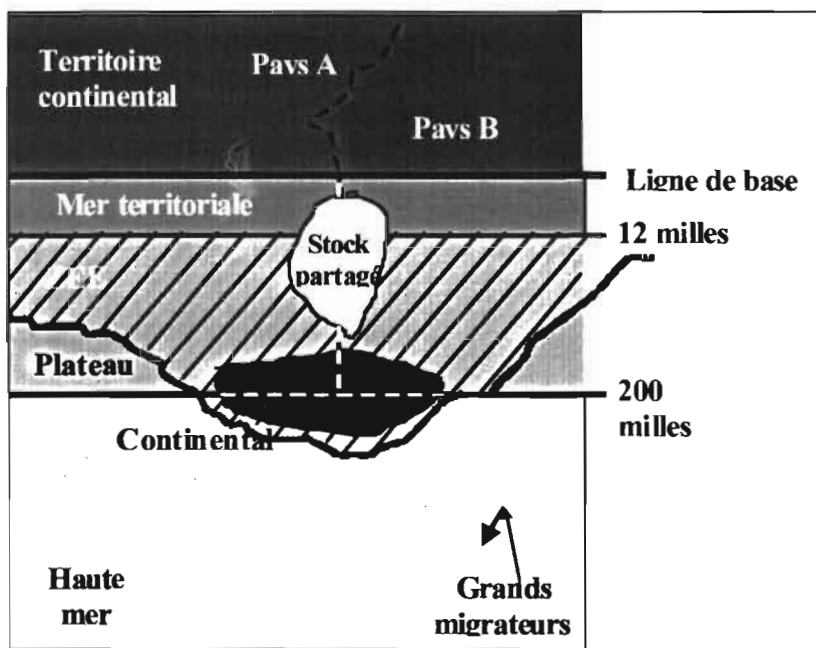


Figure 2
Représentation schématique des zones
et stocks définis par la Convention de 1982.

Subdivisions ultérieures de la ZEE aux fins de gestion des pêches

Le processus de division de l'océan mondial en ZEE et haute mer est pratiquement terminé dans son principe, même si un certain nombre de ZEE restent encore à définir avec la précision requise, en particulier en ce qui concerne de nombreuses frontières maritimes (séparant les zones économiques exclusives contiguës) dans de nombreuses « zones grises » où la juridiction reste encore floue faute d'accord entre les pays concernés. Une exception majeure est représentée par la mer Méditerranée où les pays côtiers n'ont pas encore établi de ZEE.

Bien que ce processus ait, en partie, été provoqué par une inquiétude des États côtiers pour les ressources dans les zones limitrophes de celles couvertes par leur juridiction, le développement des pêches de ces dernières deux décades, dans les ZEE et en

haute mer, indique clairement que dans la plupart des pays les objectifs initiaux en matière de conservation ne sont pas atteints. L'aménagement conventionnel, basé sur un système centralisé, étatique, appuyé par une science incomplète, et un contrôle « policier » peu efficace a simplement échoué (Garcia, 1992; FAO, 1993; Garcia et Grainger, 1996).

L'une des raisons principales de cet échec est le statut des ressources dont l'accès, malgré l'exclusion des étrangers (sauf dans le cadre d'accords de pêche), reste ouvert à tous les nationaux et largement gratuit. Même si, dans bien des cas, l'accès n'est pas aussi ouvert qu'il le paraît, pour des raisons culturelles, sociales, économiques et technologiques, les contraintes sont à l'évidence insuffisantes pour empêcher la surcapacité et la surpêche. Les subventions des États, visant à alléger les conséquences de cette situation, n'ont fait à terme que l'aggraver.

La solution généralement proposée par les économistes consiste à mettre en place des formes de droits plus ou moins exclusifs d'usage des ressources, de préférence contre paiement d'un droit dont la valeur serait proportionnelle au privilège ainsi octroyé sélectivement à certains membres de la société. Cette approche implique de « morceler » le territoire halieutique national en « ressources » attribuables à des catégories de pêcheurs. Pour les ressources les plus côtières, et pour les pêches artisanales, cette subdivision se ferait sur une base largement géographique, créant (ou reconnaissant l'existence) des territoires sous-nationaux, correspondant à des structures sociales existantes (communautés traditionnelles, droits territoriaux)¹⁰ ou à créer, susceptibles d'exercer des droits localisés d'exploitation et des responsabilités de gestion décentralisée. Ce zonage ultérieur des ZEE qui va de pair avec une augmentation du rôle direct et explicite des acteurs et parties intéressées (stakeholders) du secteur dans la prise de décision implique un processus similaire à celui de la création des ZEE : exclusion (et compensations) de certains acteurs traditionnels ainsi que réallocation des ressources, des droits et des res-

¹⁰ Voir par exemple Christy (1982).

pensabilités. Les conséquences en matière de développement des capacités de recherche, de contrôle et de surveillance, etc. sont également de même nature.

Le processus permettant de compléter l'accapement des ressources et la définition des responsabilités en matière de gestion est donc toujours en cours, avec difficulté, et conduit à un morcellement toujours plus accentué des territoires visant à : (1) mieux définir les règles de propriété et d'usage, et (2) selon un principe de subsidiarité, ajuster les institutions aux réalités socio-économiques. Nous verrons plus loin qu'un autre processus est en cours, avec des implications géographiques et institutionnelles non moins importantes pour ajuster, de nouveau, ces institutions aux réalités et exigences des écosystèmes. Les figures 3 et 4 donnent respectivement un exemple frappant de subdivision de l'espace maritime dans le Pacifique Sud et au Japon et illustre bien l'imbrication des échelles spatiales, entre l'océan, la ZEE, et les zonages côtiers. Ce zonage ne peut que s'accroître dans le futur avec l'accroissement de la pression foncière et en particulier avec la demande d'espaces privilégiés de la part de l'aquaculture côtière, des nouvelles formes de pacage côtier, et de la mise en place des récifs artificiels.

S'ajoutant à la pression foncière déjà importante sur le littoral (pour le développement immobilier) cette pression conduira à une révision du foncier maritime. Cette révision pourrait prendre la forme d'une extension du foncier terrestre pour les zones les plus côtières et les ressources les moins mobiles (c'est déjà le cas pour les parcs à huîtres par exemple). Des formes nouvelles devront être trouvées pour les ressources situées plus au large et plus mobiles.

Contrôle des ressources de la haute mer

Dans le processus de morcellement de l'océan qui conduit à l'accapement de 90 % des ressources vivantes par les États côtiers, les 10 % restant, et la grande majorité des espaces océaniques, au-delà des 200 milles (la haute mer), restent accessibles à tous les États qui, tous, bénéficient de la liberté de la pêche dans cette zone en accord avec la Convention de 1982. Cette dernière leur impose cependant des obligations diverses limitant cette liberté, entre autres, par : (1) leurs obligations conventionnelles ; (2) les droits et obligations ainsi que des intérêts des États côtiers ; (3) l'obligation de coopérer avec d'autres



Figure 3
Exemple de délimitations complexes des ZEE dans le Pacifique Sud.

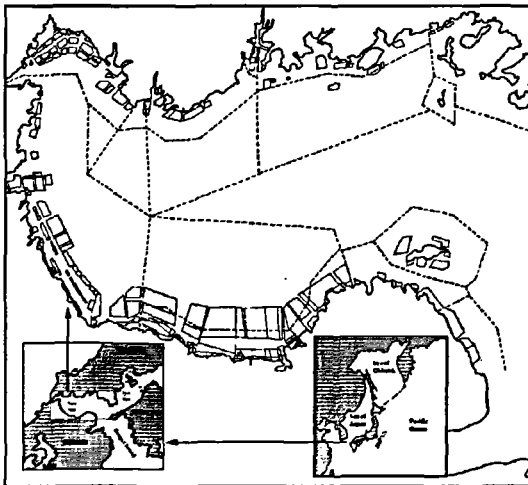


Figure 4
Délimitations fines de la ZEE au Japon (Mer de Suo)
aux fins d'aquaculture.

États en vue de prendre les mesures nécessaires à la conservation des ressources, y compris la coopération, si besoin est, pour créer des organisations régionales des pêches¹¹, et (4) l'obligation de prendre, envers leurs ressortissants, les mesures qui peuvent s'avérer nécessaires pour assurer la conservation des ressources de la haute mer.

En dépit de ces restrictions, les États peuvent exercer la pêche en toute liberté dans toute région de la haute mer à moins qu'ils ne soient liés par des traités spécifiques ou autres mesures de réglementation adoptées par les organisations internationales ou régionales dont ils sont membres ou par les dispositions de conventions concernant certains types de stocks (par exemple : stocks de grands migrateurs et chevauchants).

Néanmoins, au-delà de cette liberté *de jure* il devient de plus en plus évident que la communauté internationale tente, par deux moyens radicalement opposés, de limiter cette liberté en allouant *de facto* les ressources de manière plus stricte, définissant plus strictement les responsabilités et mettant en place des moyens d'action plus efficaces. Les processus principaux en cours concernent : (1) le renforcement des rôles et responsabilités des organisations régionales des pêches ; et (2) les tentatives d'extension de la juridiction nationale au-delà des 200 milles. Ces deux processus sont examinés plus en détail ci-dessous.

Les organisations régionales des pêches (ORP)

La communauté internationale reconnaît *de facto* une forme de monopole de l'exploitation de certains stocks et fonds de pêche de haute mer à certains pays en accordant des droits exclusifs d'exploitation aux membres des ORPs chargées de leur aménagement. Dans certains cas, ces droits sont étendus aux ressortissants des non-membres à condition qu'ils respectent les mesures de conservation adoptées par ces organisations. Ce monopole virtuel est mis

¹¹ Dans cet article, le terme « organisation régionale des pêches » se réfère également aux commissions sous-régionales ainsi qu'aux accords et arrangements régionaux et sous-régionaux sans mécanisme institutionnel indépendant chargés de la gestion et de la conservation des ressources marines vivantes.

en œuvre par des pressions politiques et morales des membres à l'encontre des non-membres mais elles peuvent aussi, dans certains cas, prendre la forme de sanctions contre les États qui contreviennent aux mesures régionales agréées. En outre, comme on le verra ci-dessous, l'Accord de New York renforce ce monopole en refusant la liberté de pêche aux États non-membres des organisations régionales ou à ceux qui refusent d'appliquer les recommandations en vigueur.

Certaines organisations régionales ont adopté un système peu contraignant d'abstention volontaire par les parties non-contractantes. La Commission pour le thon de l'océan Indien (CTOI) a adopté, en 1998, une recommandation¹² selon laquelle : (a) toutes les parties contractantes et non-contractantes qui coopèrent avec la CTOI envoient, avant le 30 juin de chaque année, au secrétaire de la commission, les informations concernant leurs navires ayant exploité le thon tropical dans la zone CTOI pendant l'année précédente (point 1 de la recommandation); (b) en outre, les parties contractantes qui délivrent des licences à des navires battant pavillon étranger pour pêcher le thon dans la zone CTOI soumettent au Secrétaire, pour la même date, toute information concernant ces navires (point 3 de la recommandation); (c) toutes les parties contractantes et non-contractantes qui coopèrent avec la CTOI, notifient également au Secrétaire toute information disponible concernant d'autres navires présumés ou connus pour exploiter le thon tropical dans la zone (point 5 de la recommandation); (d) sur la base de ces informations, le Secrétaire demande à l'État du pavillon de ces derniers navires de prendre les mesures nécessaires pour les empêcher de pêcher le thon tropical dans cette zone (point 6a de la recommandation).

La Convention pour la conservation du thon rouge du Sud¹³ de 1993 (article 15.4) ainsi que la Convention pour la conservation et l'amé-

¹² Recommandation relative à l'enregistrement et l'échange d'informations sur les navires, y compris les navires battant pavillon de complaisance, pêchant le thon tropical dans la zone de compétence de la CTOI. Rapport de la 3^e Session de la CTOI, Mahé, Seychelles, Décembre 1998, Appendice L: 54.

¹³ Convention for the Conservation of Southern Bluefin Tuna (CCSB).

nagement des ressources de colin de la mer de Béring de 1994¹⁴ (Convention du Donut Hole, article XII.2) adoptent une approche plus positive demandant aux parties de prendre des mesures individuelles ou collectives, ou de coopérer pour prendre, en accord avec le droit international, les mesures appropriées permettant d'empêcher la pêche par des pays non-membres des espèces couvertes par lesdites Conventions dans la zone réglementée (texte dans Lee et Hayashi, 1995, sections II.4.a(1) et I.6.a(1) respectivement).

La Convention internationale pour la conservation du thon de l'Atlantique (Cicta) ne renferme aucune disposition concernant les pays non-partie ou non-membres de la Commission. La Commission a cependant récemment pris des mesures de sanction à l'encontre de certains États non-membres dont les navires ne respectaient pas les mesures de gestion. Ayant identifié, en 1995, Belize et le Honduras comme pays dont les navires ont pêché le thon tropical d'une manière qui diminue l'efficacité de ses mesures de conservation du thon, la Cicta a adopté lors de sa dixième réunion spéciale une recommandation selon laquelle les parties contractantes doivent prendre les mesures appropriées pour interdire l'importation du thon rouge de l'Atlantique ou des produits dérivés en provenance de ces deux pays¹⁵. Une recommandation similaire a également été adoptée à l'encontre de Panama¹⁶.

L'Organisation des pêches dans l'Atlantique Nord-Ouest (Opan) a adopté, en 1997, un système élaboré visant à empêcher la pêche par les navires des pays non-membres (Texte dans Lee et Hayashi, 1995, Section IX.6.a(10))¹⁷. Selon ce système, une partie non-

¹⁴ Convention on the Conservation and Management of Pollock Resources in the Central Bering Sea (the Donut Hole Convention).

¹⁵ *Rapport de la 10ème Réunion Spéciale de la CICTA, San Sebastian, 22-29 Novembre 1996*, Recommandation (I) dont le texte est reproduit dans Lee and Hayashi, 1995, Sec. IX.6 (a), p. 9-10.

¹⁶ *Ibid.*

¹⁷ Scheme to Promote Compliance by Non-Contracting Party Vessels with the Conservation and Enforcement Measures Established by NAFO, adopté par le Conseil Général de l'OPAN lors de sa 19ème Réunion Annuelle, St. John's, 15-19 Septembre 1997. Document NAFO/GC Doc. 97/6.

contractante observée en train de pêcher dans la zone réglementée par l'Opan est présumée en train de nuire à l'efficacité des mesures de conservation et de contrôle de l'Organisation. Les informations concernant ces observations, y compris les procès verbaux établis par les officiers de l'Opan ayant abordé le navire, doivent être immédiatement partagées avec toutes les parties contractantes à travers le Secrétariat de l'Opan. Le système prévoit ensuite que lorsqu'un tel navire entre dans un port de l'une des parties contractantes, les officiers autorisés de ce pays doivent inspecter le navire. Aucun débarquement n'est autorisé avant l'inspection. Si cette inspection révèle que le navire contient des espèces réglementées par l'Opan le navire se voit interdire le débarquement ou le transbordement de *tout* le poisson dans tous les ports des parties contractantes sauf si le navire peut prouver : (1) que ce poisson a été capturé hors de la zone réglementée par l'Opan (pour les espèces listées dans l'Annexe A), ou (2), qu'il a respecté les mesures de conservation en vigueur à l'Opan (pour les espèces listées dans l'Annexe B).

Un système très similaire a été adopté par la Commission pour la conservation des ressources marine vivantes de l'Antarctique (CCAMLR) en 1998¹⁸.

Finalement, le monopole *de facto* sur les ressources exercé par les ORP est maintenant renforcé par un instrument juridique global : l'Accord de New York prévoit que lorsque des stocks chevauchants et de grands migrants sont déjà couverts par une ORP compétente, « les États qui exploitent ces stocks en haute mer et les États côtiers intéressés s'acquittent de leur obligation de coopérer en devenant membres de ladite organisation — ou participants audit arrangement — ou en acceptant d'appliquer les mesures de conservation et de gestion instituées par l'organisation ou arrangement » (article 8.3). L'accord prévoit également que « Seuls les États qui sont membres d'une telle organisation ou participants à un tel arrangement, ou qui acceptent

¹⁸ Mesures de Conservation 118/XVII: Scheme to Promote Compliance by Non-Contracting Party Vessels with CCAMLR Conservation Measures, annexed to the *Report of the Seventeenth Meeting of the Commission, Hobart, Australia, 26 October to 6 November 1998*.

d'appliquer les mesures de conservation et de gestion instituées par l'organisation ou arrangement, ont accès aux ressources halieutiques auxquelles s'appliquent ces mesures » (article 8.4). Cet Accord énonce donc un principe nouveau consistant à nier la liberté de la pêche en haute mer pour les États qui ne sont pas membres des ORP existantes ou qui refusent d'appliquer leurs mesures de conservation.

Les tentatives d'extension de la juridiction nationale

En dépit de la division explicite des ressources halieutiques mondiales et de leur attribution, en grande majorité (90 %) aux États côtiers, certains États, apparemment préoccupés par l'état des ressources de la haute mer adjacente et en particulier par l'état des stocks chevauchants, ont tenté (et tentent encore) d'étendre d'avantage leur juridiction au-delà de leur ZEE. Ces dernières incluent aussi bien des signataires de la Convention de 1982 tels que l'Argentine et le Chili que des non-signataires comme le Canada ou le Pérou.

L'Argentine, dans sa législation de 1991, envisage d'appliquer sa réglementation sur la conservation des ressources au-delà de ses 200 milles dans le cas des espèces migratoires ou des espèces qui font partie de la chaîne alimentaire des espèces exploitées dans sa ZEE¹⁹. Le nouveau Régimen Federal de Pesca, Ley 24.922²⁰ de 1997 le confirme en prévoyant dans son article 4 que « La República Argentina, en su condición de estado ribereño, podrá adoptar medidas de conservación en la Zona Económica Exclusiva y en el área adyacente a ella sobre los recursos transzonales y altamente migratorios, o que pertenezcan a una misma población o a poblaciones de especies asociadas a las de la Zona Económica Exclusiva argentina ».

Le Chili a introduit en 1991, le concept de mer présentielle²¹ (Labat, 1997) qu'il revendique au-delà de sa ZEE de 200 milles

¹⁹ Ley 23.968 du 14 Septembre 1991, Article 5. *Boletín Oficial*, 15 Décembre 1991.

²⁰ Ley 24.922, *sanctionada* le 9 Décembre 1997. *Boletín Oficial*, 12 Janvier 1998.

²¹ Mar presencial

dans sa Loi générale de la pêche et de l'aquaculture, dans laquelle ce concept est défini et par laquelle le ministère chargé des pêches et la Marine nationale reçoivent le pouvoir de surveiller les activités de pêche dans la haute mer conduites en vertu des accords internationaux existant ou à venir²². Par modification de la Loi générale²³, le Chili attribue au ministère de l'économie, du développement et de la reconstruction le pouvoir d'établir, en consultation avec le ministre des relations extérieures, les réglementations pour la conservation et la gestion des stocks existant à la fois dans la ZEE et la haute mer. Il est également déclaré que ces dispositions pourraient, le cas échéant, être étendues aux grands migrateurs, aux espèces anadromes, et aux mammifères marins.

Le Pérou reconnaît la possibilité d'appliquer des mesures de conservation et de gestion au-delà des 200 milles pour les stocks cheuvants. La Loi générale de la pêche de 1992 dispose, dans son article 7 que : « Las normas adoptadas por el Estado para asegurar la conservación y racional explotación de los recursos hidrobiológicos en aguas jurisdiccionales, podran aplicarse más allá de las 200 millas marinas, a aquellos recursos multizonales que migran hacia aguas adyacentes o que proceden de éstas hacia el litoral por su asociación alimentaria con otros recursos marinos o por corresponder a hábitats de reproducción o crianza. »²⁴.

Le Canada a non seulement pris les mesures législatives les plus significatives pour étendre sa juridiction sur les activités de pêche au-delà des 200 milles mais il a également mis en oeuvre ces mesures contre des bateaux étrangers. Le 12 mai 1994, le Canada amende son Coastal fisheries protection act (Lee et Hayashi, 1995, Section I.4.b(2)), étendant son application à la zone de haute mer

²² Ley 19.080 de 28 Août 1991, corrigeant la Ley 18.892, Ley General de Pesca y Acuicultura, Article 1 (A) et (F). *Diario Oficial de la República de Chile*, 6 Septembre 1991. Ley General de Pesca y Acuicultura, *ibid.*, 21 Janvier 1992, Articles 2.25, et 172.

²³ Ley 19.079 du 12 Août 1991, Article 1, no.154. Ley General de Pesca y Acuicultura, *ibid.*, 21 Janvier 1992, Article 165.

²⁴ Ley General de pesca approuvée par le décret de loi 25977 du 7 décembre 1992. El Peruano, Normas legales, 22 décembre 1992.

réglementée par l'Organisation pour les pêcheries dans l'Atlantique Nord (Opan). La loi prévoit que : « No person, being aboard a foreign fishing vessel of a prescribed class, shall, in the Nafo regulatory area, fish or prepare to fish for a straddling stock in contravention of any of the prescribed conservation and management measures (Sec. 5.2) ». Cette loi établit que l'objectif de cette disposition est de permettre au Canada de mettre en œuvre toute action nécessaire pour prévenir la destruction des stocks chevauchants des grands bancs de Terre Neuve et faciliter leur reconstruction, étant donné que certains bateaux continuaient à exploiter ces stocks d'une manière susceptible de réduire l'efficacité des mesures de conservation et de gestion en vigueur (Section 5.1). Elle précise également qu'un officier de la protection canadienne peut, pour s'assurer de l'application des règlements, aborder, et contrôler tout bateau étranger se trouvant dans les eaux canadiennes jusqu'à 200 milles ou dans la zone sous réglementation de l'Opan (Section 7).

Une autre manifestation de cette tendance chez certains États côtiers peut être relevée en ce qui concerne les zones de haute-mer enclavées dans les zones des 200 milles telles que le Peanut Hole en mer d'Okhots et le Donut Hole en mer de Béring, dans le Pacifique Nord ; le Donut Hole dans la mer de Norvège et le Loop Hole dans la mer de Barents, dans l'Atlantique Nord. Dans ces zones, la surexploitation manifeste des ressources a conduit les pays côtiers concernés à exiger des mesures plus sévères (incluant des mesures unilatérales) et une reconnaissance encore plus effective de leurs intérêts « particuliers ». L'Accord de New York (article 16) stipule que, dans le cas particulier de stocks chevauchants ou grands migrateurs exploités dans une zone de haute mer enclavée dans la ZEE d'un État côtier (par exemple celle de la Russie dans le cas du Peanut Hole) les États qui exploitent ces stocks et l'État côtier « coopèrent pour instituer des mesures de conservation et de gestion en ce qui concerne ces stocks en haute mer » en tenant « compte des droits, obligations et intérêts de l'État côtier en vertu de la Convention ».

Dans le cas du Donut Hole, une zone de haute-mer entourée des ZEE américaine et russe, les conférences sur les pêches dans la mer de Béring, impliquant Chine, États-Unis, Russie, Japon, République de Corée et Pologne ont duré de 1991 à 1994 et conduit

à un traité particulier signé le 16 Juin 1994 et fixant les modalités de gestion internationale de la ressource principale, le colin d'Alaska (Alaska Pollock). La Convention pour la conservation et l'aménagement des ressources de colin de la mer de Béring prévoit que, en cas d'absence de consensus entre les parties concernées (Russie et États-Unis), la détermination de la biomasse qui doit servir de base au calcul du niveau de capture autorisé sera effectuée par les institutions désignées par ces parties. Il est entendu, en outre, que les parties doivent prendre en compte la nécessité de compatibilité des mesures prises dans la zone de la Convention avec celles adoptées dans les 200 milles des États côtiers²⁵.

Finalement, dans le Pacifique Sud, une convention pour la gestion des thons de cette région est en cours d'élaboration²⁶. Cette Convention prévoit que pour les zones de haute-mer enclavées, les mesures de conservation et de gestion doivent *prendre en compte les intérêts particuliers des États côtiers entourant cette zone et veiller à la compatibilité des mesures prises dans ces zones avec celles adoptées dans les ZEEs qui l'entourent*.

Conclusions

Ces tentatives d'extension de la juridiction de l'État côtier, qui a donné naissance à l'expression « juridiction rampante » souvent réfutée par les États côtiers concernés, peuvent être considérées, selon l'angle sous lequel on se place, comme des séquelles ou des « anomalies » du processus de la Convention de 1982, sans conséquence à long terme ou au contraire comme une tentative de faire rebondir le processus d'accaparement de l'espace pour mettre, à terme, une plus grande part du territoire océanique sous le contrôle des États côtiers. Bien qu'à l'heure actuelle, le Monde ne soit pas prêt à se lancer dans cette nouvelle aventure, la question reste posée.

²⁵ Voir les enregistrements des débats au moment de l'adoption de la Convention, reproduits dans Lee et Hayashi, 1995, Section 1.6a (1).

²⁶ Draft Convention on the Conservation and Management of Highly Migratory Fish Stocks in the Central Western Pacific Region. Multilateral High Level Conference, Honolulu, Hawaii, 1999.

En l'état actuel des choses, la gestion des ressources de la haute mer et le quasi monopole *de facto* accordé aux membres des organisations régionales des pêches impliquent un morcellement de la haute mer et de ses ressources en « communs » régionaux soumis à des mécanismes et des règles particulières de gestion. Celles-ci sont restées pour le moment inefficaces. Cependant, la mise en œuvre des divers instruments récemment agréés, en particulier l'accord visant à favoriser le respect par les navires de pêche en haute mer des mesures internationales de conservation et de gestion (de 1993), l'accord de New York (de 1995) et le Code de conduite pour une pêche responsable (de 1995) devrait progressivement améliorer la situation.

Une mise en œuvre plus large de ces instruments conduirait certainement à un renforcement de la gouvernance régionale, en particulier en ce qui concerne le support financier et technique des États membres; l'exercice sans failles de la responsabilité de l'État du pavillon (en matière de contrôle); les procédures de résolution des conflits; le contrôle de la capacité de pêche; et l'allocation des ressources aux nouveaux adhérents (« new entrants » en anglais).

■ La gestion intégrée des écosystèmes : un processus géo-écologique

Selon Belsky (1990), la prise de conscience formelle de la nécessité de protéger les écosystèmes océaniques se produit dans les années soixante-dix grâce aux problèmes croissants posés par les pollutions transfrontières. Cette prise de conscience d'abord essentiellement environnementale, s'étendra aux ressources vivantes aquatiques au début des années quatre-vingt-dix et, en particulier depuis la Cnued (1992) et conduit, en très peu de temps à un « glissement » progressif du paradigme dominant de la gestion de ces ressources. En réponse à une demande accrue de la société pour une meilleure conservation des ressources naturelles et une plus grande équité envers les générations futures, une gestion intégrée et responsable des écosystèmes est exi-

gée. L'objectif est de contrôler et réduire la dégradation de l'environnement marin de manière à préserver et accroître si possible ses capacités productives pour satisfaire les besoins nutritionnels humains ainsi que les objectifs de développement social et économique.

Ce changement conduit à exiger non plus seulement la protection de la ressource (cible) mais aussi celle de l'ensemble de la biodiversité prenant en compte : (1) les liens entre les divers éléments de la ressource ; (2) la nécessité de maintenir intactes la structure, les fonctions et les capacités productrices de l'environnement ; et (3) les impacts des activités non-halieuques sur cet ensemble et sur la pêche.

Si l'accaparement des ressources en exige le morcellement pour ajuster la distribution des responsabilités et des droits aux structures sociales et politiques et aux institutions, la gestion des écosystèmes exige le respect de l'unité spatiale et fonctionnelle des écosystèmes. Il est clair que seules des coïncidences improbables peuvent conduire à des structures de gestion humaines satisfaisant également ces deux exigences.

Il est maintenant très largement reconnu qu'il est nécessaire de protéger les écosystèmes productifs et en particulier ceux du système de production océanique. Dans ce cadre, les États sont appelés à identifier certaines zones géographiques auxquelles seront appliquées des mesures particulières, de protection des ressources et de l'environnement qu'elles contiennent. Ces zones sont le plus souvent sous juridiction nationale, mais les organisations régionales compétentes peuvent également identifier de telles zones en haute mer. De plus, des efforts importants sont en cours pour promouvoir les Grands écosystèmes marins (GEM) (de l'anglais « Large Marine Ecosystems », LME) comme unité de gestion. Comme ces écosystèmes s'étendent souvent au-delà de la juridiction nationale, leur utilisation comme base géographique de gestion implique l'établissement d'accords de coopération internationale entre les États concernés²⁷. La nécessité de gérer la pêche dans le respect de son écosystème est établie dans un certain nombre de textes formels que l'on examinera brièvement ci-dessous.

²⁷ Une évolution similaire et plus ancienne existe sur les continents avec la gestion intégrée des bassins versants.

L'écosystème dans la Convention de 1982

La nécessité pour un État côtier lorsqu'il élabore des mesures de conservation et de gestion de la pêche, de prendre en considération l'interdépendance des stocks et l'impact de la pêche sur les espèces associées ou dépendantes des espèces cibles est déjà clairement reconnue dans la Convention de 1982 (articles 61.3 et 61.4). La même obligation est faite aux États pêchant dans la haute mer (articles 119.1.a et 119.1.b). Les États doivent également prendre des mesures de protection et de conservation de l'environnement marin y compris pour la protection des écosystèmes rares ou fragiles ainsi que l'habitat des espèces en régression, menacés ou en voie d'extinction (article 194.5). Cette disposition se trouvant dans la partie de la Convention couvrant l'ensemble de l'environnement marin, les habitats et écosystèmes rares ou fragiles concernés peuvent se trouver aussi bien sous juridiction nationale qu'en haute mer. Selon Belsky (1990), l'ensemble de ces dispositions — y compris les références à la surpêche, au MSY, éventuellement qualifié par les « facteurs écologiques et économiques pertinents » — constitue la preuve que la gestion écosystémique des ressources vivantes de l'océan est maintenant une obligation légale inscrite dans le droit international contraignant.

L'écosystème dans l'Agenda 21

L'Agenda 21 de la Cnued (adopté à Rio de Janeiro, Brésil, 1992) souligne un certain nombre de points identiques à ceux de la Convention de 1982. Pour ce qui concerne les ressources de la haute mer, il confirme la nécessité de prendre en considération les relations entre espèces au moment de l'élaboration des mesures visant à maintenir ou rétablir des populations de poisson au niveau du MSY modifié éventuellement pour tenir compte des facteurs pertinents de l'économie et de l'environnement (paragraphe 17.46.b). Il souligne en outre la nécessité de préserver les habitats et autres zones particulièrement sensibles (paragraphe 17.46.f). Des recommandations similaires sont faites pour ce qui concerne les ressources soumises à la juridiction nationale (paragrapes 17.75.c et 17.75.f). Le texte encourage les États côtiers à identifier « les éco-

systèmes marins à hauts niveaux de biodiversité et productivité ainsi que les autres zones d'habitat critiques et de prendre des mesures particulières de limitations des usages de ces zones. Une priorité est accordée aux écosystèmes coralliens, estuaires, zones humides tempérées et tropicales, herbiers sous-marins, et autres zones de ponte et d'alevinage (nurseries) » (paragraphe 17.85).

L'écosystème dans le code de conduite pour une pêche responsable

Le Code de conduite contient un ensemble plus détaillé de principes concernant la protection des écosystèmes halieutiques. Tout d'abord, Le Code établit le principe de base selon lequel les États et les utilisateurs des ressources devraient conserver les écosystèmes aquatiques (article 6.1). Il confirme ensuite l'obligation contenue dans la Convention de 1982 selon laquelle les mesures d'aménagement ne devraient pas seulement assurer la conservation des espèces visées, mais aussi « celle des espèces appartenant au même écosystème que ces espèces ou qui dépendent d'elles ou leur sont associées » (article 6.2). Les décisions portant sur la conservation et l'aménagement dans le domaine de la pêche devant être fondées sur les meilleures informations scientifiques disponibles, le Code recommande d'accorder une priorité à la collecte des données et la recherche permettant d'améliorer la compréhension de l'interaction entre la pêche et l'écosystème (article 6.4). Le Code accorde également une attention particulière à la protection et la réhabilitation des habitats critiques, et demande un effort particulier pour les protéger de la destruction, de la dégradation, de la pollution et d'autres effets significatifs résultant des activités humaines qui menacent la santé et la viabilité des ressources halieutiques (article 6.8).

L'écosystème dans l'Accord de New York

Cet Accord contient un ensemble de mesures détaillées permettant aux États de développer une approche écosystémique de la gestion des stocks chevauchants et des grands migrateurs. Tout d'abord, les États sont requis de procéder à une évaluation de l'impact de la pêche et

autres activités humaines et de l'environnement sur les espèces cibles ainsi que les espèces appartenant au même écosystème ou les espèces associées ou dépendantes des stocks cibles (appelées « espèces associées ») (article 5.d). Les États doivent également adopter, quand cela s'avère nécessaire, des mesures de conservation et de gestion de ces espèces avec pour objectif leur rétablissement ou maintien au-dessus du niveau (d'abondance) auquel leur reproduction serait sérieusement compromise (article 5.e). En particulier, les États sont tenus de minimiser la capture d'espèces accessoires et l'impact sur les espèces associées, surtout les espèces en danger, grâce à des mesures incluant le développement d'engins et de techniques de pêche sélectifs et peu agressifs envers l'environnement (article 5.f). En particulier, lorsque l'état des stocks visés ou des espèces non visées ou des espèces associées ou dépendantes devient préoccupant, les États renforcent la surveillance qu'ils exercent sur ces stocks et espèces afin d'évaluer leur état et l'efficacité des mesures de conservation et de gestion. Ils révisent régulièrement celles-ci en fonction des nouvelles données (article 6.5). Enfin, les États côtiers et les États pêchant en haute mer sont engagés à prendre en compte l'unité biologique de la ressource et les relations entre les distributions des stocks et des pêcheries ainsi que les particularités géographiques des régions concernées (article 7.2.d).

L'écosystème dans la Convention pour la conservation des ressources vivantes de l'Antarctique (CCAMLR)

La nécessité d'une gestion écosystémique de la pêche fut soulignée, avant l'adoption de la Convention de 1982 par les négociateurs de la future Convention pour la conservation des ressources marines vivantes de l'Antarctique. Cette convention, adoptée en 1980, reconnaît dans son préambule l'importance de la sauvegarde de l'environnement et de la protection de l'intégrité de l'écosystème marin autour de l'Antarctique²⁸. Elle énonce le principe de mainte-

²⁸ CCAMLR définit l'écosystème marin antarctique comme l'ensemble des relations complexes des ressources marines vivantes de l'Antarctique entre elles et avec leur environnement physique (Article 13).

nance des relations écologiques entre espèces exploitées, dépendantes et associées (article II.b) ainsi que la nécessité de prévenir les changements ou de minimiser le risque de changements, de l'écosystème qui ne seraient pas réversibles en deux ou trois décades (article II.c).

Le principe de la gestion des pêches dans une perspective écosystémique est maintenant largement admis dans pratiquement toutes les organisations régionales des pêches même si l'application pratique de ce principe en est encore aux tout premiers stades et pratiquement limitée à la réduction des rejets, l'amélioration de la sélectivité, la prise en compte des captures accessoires dans le calcul des quotas, et la reconnaissance progressive des impacts de la pêche sur l'habitat et de la pollution d'origine continentale sur la production halieutique.

Zones marines protégées (ZMP)

De nombreux accords régionaux et globaux visant la protection de l'environnement marin ont établi des systèmes de délimitation de zones marines particulières, dans les ZEE ou la haute mer, dans le but de les protéger, avec leurs ressources, de manière spéciale. Ce sont par exemple les *zones spéciales* de la convention Marpol 73/78 et de la Convention de 1982, les *zones spécialement protégées* des Accords des mers régionales du programme des Nations unies pour l'environnement (Pnue) ou les *zones marines particulièrement vulnérables* développées par l'Organisation maritime internationale (OMI).

Les *zones spéciales* sont définies dans Marpol 73/78 comme une région de la mer où, pour des raisons techniques liées à ses conditions océanographiques ou écologiques particulières et au caractère particulier du trafic ou des transports, l'adoption de mesures obligatoires spéciales est nécessaire pour assurer la prévention de la pollution par le pétrole, substances nocives en vrac, et détritiques transportés par les bateaux²⁹. Parmi ces zones, on distingue par exemple

²⁹ Protocole de 1978 concernant la Convention Internationale pour la Prévention de la Pollution par les Bateaux, Annexes I (1.10), II(1.7) et V(1.3).

la mer Baltique, la Méditerranée et la mer Noire, la mer Rouge, la mer du Nord, le Golfe d'Aden, la région des Caraïbes et l'Antarctique. Dans ces régions, les bateaux transportant de telles substances doivent appliquer des normes de décharge plus sévères qu'ailleurs pour en protéger les conditions écologiques.

La Convention de 1982 reconnaît également des *zones spéciales* pouvant être établies dans les ZEE quand un État côtier dispose de bases raisonnables pour établir qu'une région particulière de sa ZEE requiert des mesures spéciales antipollution, entre autres pour des raisons écologiques, et pour l'utilisation et la protection de ses ressources. Dans ce cas l'État en question peut demander à l'OMI d'approuver des normes spéciales particulièrement sévères pour ces régions (article 211.6.a).

À partir du concept de zones spéciales de Marpol 73/78, l'OMI a développé celui de *zones marines particulièrement vulnérables* pour la protection des régions particulièrement vulnérables, avec une résolution géographique plus élevée. Selon les lignes directrices de l'OMI pour la désignation des zones spéciales et l'identification des zones marines particulièrement sensibles³⁰, ces zones requièrent une protection spéciale de la part de l'OMI à cause de leur importance écologique et socio-économique reconnue et la vulnérabilité de leur environnement à des dommages éventuels dus au trafic maritime.

Alors que l'établissement d'une *zone spéciale* demande que soient reconnues des conditions spéciales de nature à la fois (1) écologiques, (2) océanographiques, et (3) liées au trafic, une *zone marine particulièrement vulnérable* peut être établie si l'une seulement de ces conditions est remplie. La grande barrière de récifs d'Australie a été reconnue par l'OMI comme la première zone marine particulièrement vulnérable.

Certaines conventions des mers régionales ont introduit une autre catégorie de région protégée : les zones particulièrement protégées. Par exemple, le protocole de 1992 concernant ces zones en

³⁰ Résolution A.720(17) de l'Assemblée de l'OMI, 6 Novembre 1991.

Méditerranée permet l'établissement de telles régions dans les eaux territoriales car aucun pays méditerranéen n'a encore proclamé de ZEE. Le protocole de 1990 concernant les zones particulièrement protégées et la faune sauvage de la région Caraïbe s'applique jusqu'à la limite externe des ZEE ainsi que les régions continentales pertinentes, incluant les bassins versants et les espèces de mangrove, récifs coralliens, et herbiers.

Les Grands écosystèmes marins (GEM)³¹

Les GEM sont des zones relativement étendues de l'espace océanique, de l'ordre de 200 000 kilomètres carrés, caractérisés par une bathymétrie, une hydrographie, une productivité particulière et des populations (aquatiques) interdépendantes sur le plan trophique. Les 49 GEM actuellement identifiés (Sherman *et al.*, 1998) s'étendent des zones littorales (y compris les eaux intérieures) jusqu'à la limite externe du plateau continental ou des courants côtiers et englobent bassins versants, estuaires, zones côtières, grands courants, mers fermées et semi-fermées, etc. Parmi eux, certains sont déjà l'objet d'études approfondies : mer Jaune, Golfe de Guinée, mer Caraïbe, courant de Benguela. D'autres sont sur le point de l'être et des projets sont en cours de développement à des degrés divers : baie du Bengale, courant de Humboldt et côte Pacifique de l'Amérique centrale, Mer Baltique, courant des Canaries, et courant de la Somalie.

Le concept de GEM apparaît au cours des années quatre-vingt à l'interface de la biologie, de l'écologie et de l'océanographie pour servir de cadre à l'étude comparée des grandes fluctuations inter-annuelles des ressources biologiques. Leur fonction essentielle est, à l'origine, de mieux comprendre les grandes fluctuations naturelles des grands systèmes océaniques pour mieux promouvoir « le développement durable des écosystèmes, la protection de leurs structures, et leur fonctionnement face aux forces négatives et de

³¹ Large Marine Ecosystems (LME) des anglophones.

changement... altérant la composition spécifique du système souvent au détriment de sa valeur économique. » (Alexander, 1993). La préoccupation concernant les impacts d'origine continentale viendra rapidement s'ajouter à cet objectif premier.

La gestion des ressources océaniques des GEM pose un certain nombre de problèmes institutionnels qui, pour le moment, en limitent l'application pratique à la recherche. Les plus importants sont : (1) le problème de leur délimitation géographique (Sherman et Gold, 1990)³²; (2) la juxtaposition et potentiellement le conflit entre les multiples juridictions qu'il englobe (Alexander, 1990)³³; et (3) le manque d'accords internationaux basés explicitement sur ce concept³⁴.

Alexander (1990) exprimait, dès l'origine du concept, des doutes quant à l'utilisation légale du concept à cause des problèmes de délimitation et de chevauchement des GEM et indiquait la nécessité d'étude très approfondie sur ces points avant que ces derniers puissent être suffisamment définis. Cette définition, une fois achevée, n'est pas une condition suffisante et Alexander note que malgré la reconnaissance par la Cour internationale de justice, en 1984, du fait que le Banc Georges, sur la côte Est de l'Amérique du Nord est un écosystème unique, peu de progrès ont été accomplis par le Canada et les États Unis dans sa gestion intégrée.

Malgré cela, le concept jouit d'un fort support international, en particulier du Programme des Nations unies pour l'environnement (Pnue), des grandes ONG environnementalistes, et des instances de financement international telles que la Banque Mondiale, le Fonds

³² Nécessitant l'identification de toutes les composantes et fonctions du GEM à toutes les échelles de temps et d'espace.

³³ Les GEM des Caraïbes et de l'Antarctique impliquent respectivement 38 et 20 nations (Sherman et Gold, 1990).

³⁴ La Convention de 1982 n'est utile pour ce faire que dans la mesure où elle établit que, dans le cas de ressources transfrontières, les États sont tenus de coopérer et leurs droits souverains sont qualifiés par cette nécessité. Somers (1998) indique cependant que la Convention est trop « biaisée » en faveur des pays côtiers pour servir réellement de base à la mise en oeuvre des GEMs.

global pour l'environnement³⁵, le Programme des Nations unies pour le développement (Pnud). Les raisons sont probablement multiples mais on peut avancer trois hypothèses :

(1) Pour certains pays poursuivant encore leurs efforts d'extension de la ZEE au-delà des 200 milles actuels, la protection d'un écosystème élargi est un excellent « nouveau » prétexte, maintenant que la plupart des ressources exploitables sont déjà sous leur contrôle. Il serait plus facile, du moins en théorie, de gérer un GEM s'il était totalement inclus dans une ZEE³⁶.

(2) Pour la recherche internationale, et à cause du support de pays et d'organisations importants, le concept est une bonne source de financement ;

(3) Pour les ONG, les points (1) et (2) constituent des atouts certains dans leur marche vers une gestion plus systémique de l'environnement.

Les Bassins versants maritimes (BVM)

Reconnaissant l'importance de l'impact positif et négatif des pollutions et dégradations d'origine continentales, Caddy (1993) propose, pour les mers fermées ou semi-fermées, le concept de Bassin versant maritime (BVM) pour désigner l'unité géographique et fonctionnelle de base pour une gestion intégrée des écosystèmes (fig. 5).

Un BVM englobe le bassin versant continental, et ses effets avals jusqu'à la limite de ces effets. Plus étendu en amont que la zone côtière, le BVM, contrairement au GEM entend intégrer véritablement la gestion du bassin versant continental (source des télé-perturbations de la production littorale), dans la gestion de

³⁵ The Global Environment Facility (GEF).

³⁶ L'état général déplorable des ressources halieutiques dans la plupart des ZEE après 20 ans d'exercice, *de facto*, par les Etats côtiers, de leurs responsabilités, introduit un doute raisonnable quand à cette théorie même si le destin malheureux des ressources en accès libre reste une réalité.

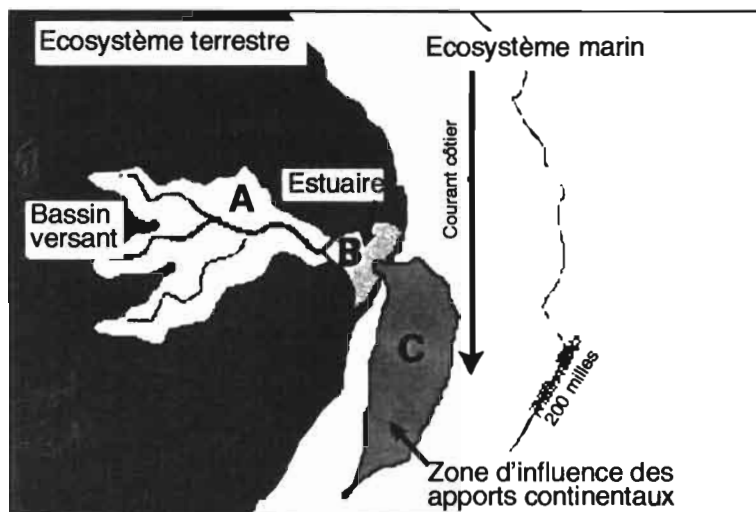


Figure 5
Représentation schématique
d'un bassin versant maritime
(retracé à partir de Caddy, en préparation).

l'écosystème côtier alors que dans le concept de GEM (tout au moins dans sa version d'origine) on se contente de considérer les influences continentales comme des « externalités » au modèle et non comme des variables opérationnelles contrôlables du modèle. Le concept de GEM, par exemple n'intègre pas les activités agricoles, industrielles, urbaines, etc.

Ce concept, appliqué par son auteur aux mers fermées et semi-fermées, reste cependant théorique et n'a pas encore été l'objet d'autres applications pratiques, à notre connaissance. Il existe au moins deux raisons pour cela. D'une part la difficulté supplémentaire, pour l'appliquer, de mettre en œuvre des juridictions (et des institutions) terrestres et maritimes différentes. D'autre part, la force du concept de GEM, légèrement antérieur, est d'être fortement supporté par les agences des Nations (Pnue, Pnud, Banque Mondiale) et de bénéficier de l'appui financier du Fonds Global pour l'Environnement.

I Conclusions

Du local au global ? Ou l'inverse ?

Le débat initialement prévu pour cette partie du 4^e forum halieutique était intitulé : « Du local au global : à qui confier la gestion des pêches ? ». Les éléments qui précèdent indiquent que depuis le début du XX^e siècle, les dimensions spatiales qui sous-tendent la gouvernance des océans et des pêches maritimes ont évolué, entre le « global » et le « local », dans deux directions opposées sous l'action de deux motivations distinctes :

- (1) le partage des ressources conduisant à un morcellement de l'espace maritime ;
- (2) la protection des écosystèmes conduisant à une synthèse de ces mêmes espaces.

Si au premier abord, les évolutions liées à ces deux tendances paraissent simples et opposées, un examen plus attentif montre qu'elles sont toutes les deux complexes et qu'en réalité elles impliquent, à la fois, des processus d'expansion et de division.

Cette évolution, toujours en cours, n'est ni générale, ni linéaire, ni continue. Elle varie suivant les pays et pêcheries, progresse plus ou moins vite selon les périodes, et se produit par « crises » institutionnelles d'où émergent les nouveaux arrangements qui la jalonnent. Les éléments disponibles, provenant de divers pays, organisations ou types de ressources, à divers moments de leur évolution, peuvent cependant être mis bout à bout et en perspective, pour dessiner un processus conceptuel d'évolution donnant l'illusion de l'homogénéité spatiale et de la continuité temporelle. Cette évolution est résumée ci-dessous.

Contrôle et partage des ressources : du global au local

Le premier processus, de nature géopolitique et socio-économique, tend à étendre la juridiction nationale, de la côte vers le large, aussi

loin que possible pour réduire la surexploitation incontrôlable par les flottes à grand rayon d'action et assurer l'accaparement le plus complet possible de ces ressources par l'État côtier. Dans le même temps, un deuxième processus tend à diviser de plus en plus finement les espaces océaniques définis par le droit de la mer (plateau continental, ZEE, haute mer, etc.), pour allouer de manière plus précise les ressources qu'ils contiennent, faciliter l'exercice des responsabilités des usagers de la ressource et réduire les conflits. Dans les ZEE, cela conduit à créer des droits territoriaux, des plans d'aménagement de la zone côtière, des zones marines protégées, etc. Dans la haute mer cela conduit à créer de nouveaux organismes régionaux des pêches et autres arrangements et traités internationaux;

Le partage des ressources vivantes et non vivantes de l'océan, de manière à définir plus précisément les droits et les devoirs de chaque pays, a conduit tout d'abord à diviser la haute mer pour en allouer une partie aux États côtiers dans la bande des 200 milles formellement établie par la Convention de 1982. Cette évolution de nature révolutionnaire, parce qu'au départ largement unilatérale, conduit à mettre plus de 30-38 % de la surface des océans ainsi que 85-90 % des ressources vivantes et environ 90 % des débarquements sous la juridiction des pays côtiers (cf. tab. 1, Kurien, 1998; Belsky, 1990). Ce processus est loin d'être terminé cependant et des zones persistent encore où la délimitation est difficile, par exemple en Méditerranée, mer Egée et mer de Chine méridionale.

Région océanique	ZEE		Haute-mer
	Plateau ⁽¹⁾	Reste ⁽²⁾	
% Océan ⁽³⁾	6	26	68
% Ressources ⁽³⁾	65	20	15
% Débarquements	Approx. 90 %		Approx. 10 %

(1) jusqu'à 200 mètres de profondeur

(2) du bord du plateau à 200 milles nautiques des côtes

(3) Kurien (1998)

■ Tableau 1

Répartition des ressources océaniques
entre le plateau continental,
la ZEE et la haute mer.

Une fois tracée, la bande des 200 milles doit ensuite être subdivisée par des frontières maritimes à négocier entre États voisins pour établir les limites précises de chaque ZEE. Ce processus est en plein développement mais procède lentement, à travers des négociations le plus souvent difficiles et des recours à la Cour internationale de justice de La Haye ou à l'arbitrage international.

De même, et en fonction des choix en matière de gestion effectués par l'État côtier, la ZEE ainsi délimitée est le plus souvent subdivisée en zones réservées à des segments du secteur des pêches national. Par exemple, sont établies des zones traditionnellement réservées aux pêches côtières et artisanales (à trois, six ou douze milles des côtes et parfois plus), à la pêche industrielle, aux flottes étrangères, mais également des zones réservées à l'aquaculture, à la navigation (par exemple autour des îles artificielles ou des installations pétrolières), aux ports, aux parcs nationaux, aux zones de tir d'artillerie de la Marine nationale et malheureusement parfois, aux décharges urbaines.

Finalement, les zones réservées à la pêche tendent, de plus en plus souvent, à être subdivisées en territoires, plus ou moins strictement liés à l'octroi de droits plus ou moins exclusifs d'accès et d'exploitation.

De même, dans la haute-mer, la nouvelle zone, réduite, délimitée par la Convention de 1982 est progressivement subdivisée en sous-zones placées sous le contrôle des organisations régionales et de leurs membres. Dans les zones de haute-mer enclavés dans une ou plusieurs ZEE (Donut Hole, Peanut Hole, etc.) les intérêts des pays côtiers sont régulièrement soulignés par les pays côtiers qui tentent de les renforcer.

Ce processus d'évolution des règles de gouvernance est cependant loin d'être terminé et Troadec (1989) rappelle que les règles régissant l'accès et la propriété dans l'océan sont encore « archaïques », dans la plupart des cas, et semblables à celles qui régissaient l'accès aux ressources terrestres en Europe après le Moyen-Age. Dans la haute mer, le processus n'est pas encore stabilisé non plus. D'une part, l'allocation des ressources aux membres des organisations régionales des pêches n'est ni vraiment effective ni exclusive, et le problème posé par les nouveaux adhérents potentiels est toujours difficile à résoudre. D'autre part, les tendances à l'extension de la juridiction nationale ne sont pas éteintes.

Gestion de l'écosystème : du local au global

La nécessité plus récemment renforcée de protéger les écosystèmes dans leur ensemble conduit à une nouvelle définition des espaces critiques sur des critères liés non plus aux exigences des interactions entre humains mais, au contraire, aux exigences des interactions entre éléments de l'écosystème. Au lieu de viser à des *exclusions* de certains des acteurs, en cascade, à une échelle de plus en plus réduites, pour limiter le partage des ressources et faciliter leur gestion, le processus écosystémique vise à l'*inclusion*, incrémentielle, à des échelles successivement plus grandes, d'éléments autres que les espèces cibles avec lesquelles le partage des ressources énergétiques est absolument nécessaire pour assurer la pérennité du système de production. Ce processus conduit à élargir progressivement la zone géographique concernée par la gestion, du stock spécifique (espèces cibles), à l'assemblage d'espèces cooccurrentes (captures accessoires), à leurs proies et à leurs prédateurs naturels, (espèces dépendantes et associées). Lié au concept d'utilisation durable de la biodiversité aquatique, ce processus vise, en général, à la protection (ou réhabilitation) globale des environnements essentiels à la reproduction, l'alimentation ou la migration dans l'optique d'une utilisation durable des ressources vivantes des océans.

Ce processus bio-écologique renforcé par le développement progressif d'une éthique de la pêche, tend à étendre la taille des unités géographiques d'aménagement de manière à circonscrire l'écosystème exploité, c'est-à-dire les espèces cibles, les espèces associées et dépendantes, leur environnement productif et le système d'exploitation. L'objectif est de passer d'une gestion réductionniste des ressources cibles à une gestion plus synthétique des écosystèmes productifs. Cela conduit à créer des ensembles écosystémiques larges tels que les grands écosystèmes marins (GEM) ou les bassins versants maritimes (BVM). Ces derniers intègrent même dans l'écosystème « océanique » les espaces continentaux à l'origine des impacts terrestres.

Dans le même temps cependant, un processus de nature pragmatique, lié à la difficulté d'appréhender le fonctionnement d'écosystèmes trop vastes, trop variables et trop inconnus conduit à considérer la gestion écosystémique au plus petit niveau géographique possible (par opposition aux GEM). En effet, le principe qui sert de fondation à cette extension reste purement bio-écologique même si, pour certains États, il peut représenter un argument en

faveur d'une extension de la juridiction. Par conséquent, les références géographiques qui en découlent ne correspondent pas, en général, aux références géopolitiques de la gestion et du développement d'où leur absence dans les grands accords internationaux.

Conflits et confluence entre les deux processus

L'interaction entre les deux processus de réarrangement spatial de la gouvernance, l'un vers un lotissement toujours plus fin des espaces politiques pour une gouvernance plus responsable et décentralisée, et l'autre vers une agrégation progressive des espaces écologiques pour une gouvernance plus efficace en matière de conservation, produit inévitablement des « frictions » dans l'espace institutionnel. Cette friction se traduit par des conflits et des confluences.

Les conflits sont ceux que l'on rencontre traditionnellement entre les concepts de développement et de conservation, entre les besoins à long terme et à court terme. Ils se produisent entre parties prenantes principales respectives des deux processus comme par exemple entre les pêcheurs et les écologistes, ou entre les ministères des pêches et ceux de l'environnement. Le conflit le plus pertinent pour cet article est celui qui résulte de la non-concordance entre les limites géographiques différentes générées par les deux concepts.

Cette absence de concordance entraîne les conséquences suivantes : (1) la gestion sur des bases géo-politiques ne permet pas de gérer correctement les écosystèmes, et, en particulier de prendre en compte l'ensemble des interactions importantes et les effets trans-frontières ; et (2) inversement, la gestion des écosystèmes ne correspond pas aux structures de prises de décision.

La juxtaposition et la confluence des deux ensembles de demandes institutionnelles et de leurs processus sont pourtant inscrites dans le concept de développement durable formalisé par la Cnued et se traduit par la nécessité de développer des institutions³⁷ appropriées pour assurer cette confluence.

³⁷ La notion d'institution est prise ici au sens large, incluant les organisations, les textes de lois, les systèmes de droits, etc. qui régissent les relations entre les gens et entre eux et leur environnement.

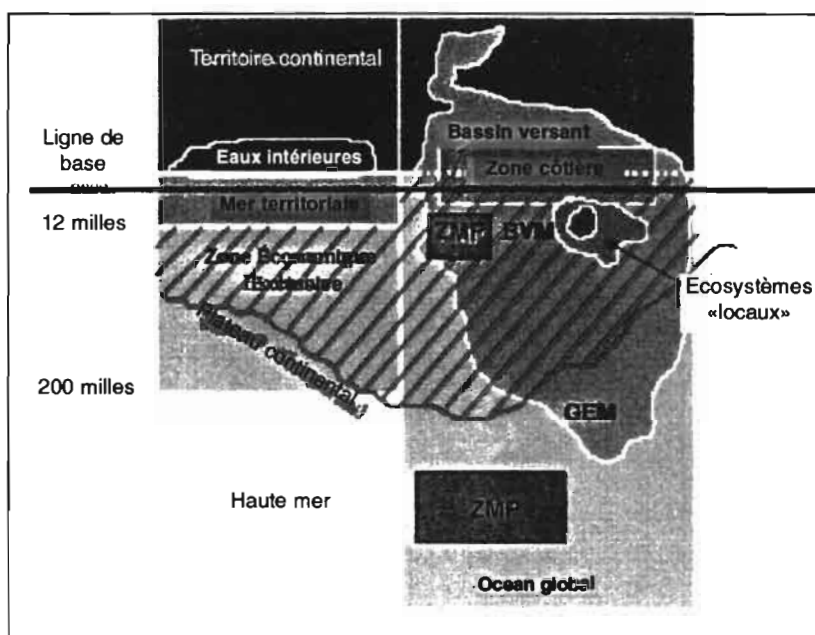


Figure 6
Zonages géopolitiques et géo-écologiques de l'océan.

La gestion de la pêche dans son contexte écosystémique, par exemple, appelle à la mise en place de structures de recherche et de décision coordonnées entre la ZEE et la haute mer ou entre pays voisins partageant un écosystème pour assurer la « compatibilité » des mesures adoptées (article 7 de l'Accord de New York et article 6.12 du code de conduite).

Les développements décrits plus haut, indiquent que, contrairement aux prémisses simplistes exposées dans l'introduction, les deux demandes institutionnelles, géopolitique et écologique, se traduiraient en fait toutes les deux donc à la fois par un *phénomène d'expansion* — pour des raisons différentes, de natures géopolitique et écologique — et par un *phénomène de division* pour des raisons voisines cette fois et pragmatiques de mise en œuvre de la gestion. La figure 7 donne une représentation symbolique de ces évolutions.

On peut distinguer plusieurs axes le long desquels s'effectue l'évolution. Tout d'abord un axe côte-large (vertical sur la figure 7) avec

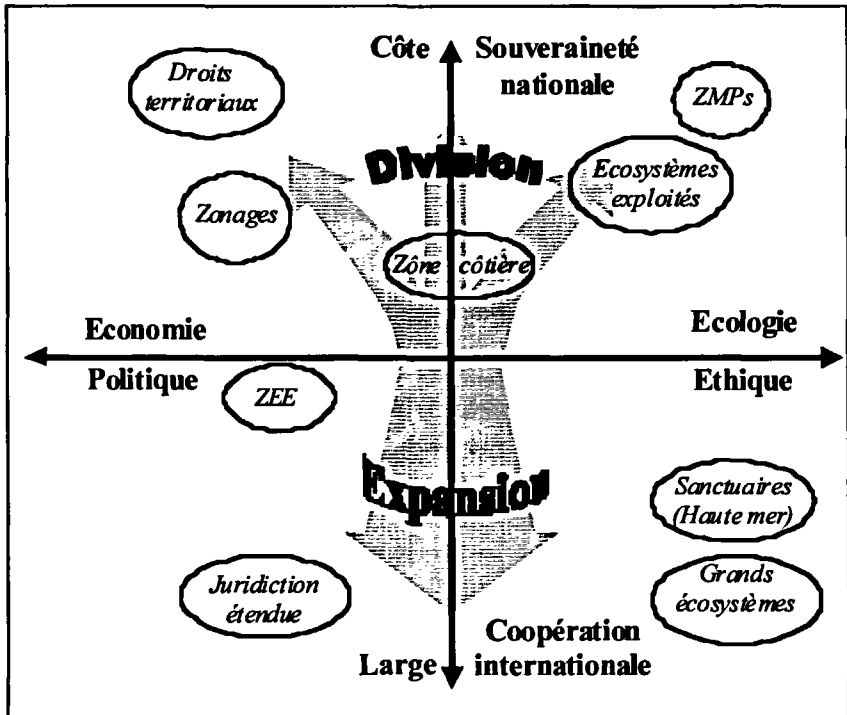


Figure 7

Grands axes de l'évolution du foncier dans les océans.

les principes de souveraineté nationale jouant un rôle exclusif à la côte et la coopération internationale primant vers le large. Ensuite un axe (horizontal sur la figure) s'étendant des facteurs politico-économiques (à gauche) aux facteurs écologiques et éthiques (à droite). Les diverses structures de gestion résultantes, existantes ou proposées, sont positionnées sur la figure par rapport à ces deux axes. Bien que cette classification soit nécessairement simpliste, et que toutes les « juridictions » géographiques soient le résultat d'un compromis, elle indique que le concept de zone côtière, comme les tentatives d'extension au-delà des 200 milles sont le résultat de motivations mixtes, « politico-écologiques ». En revanche, les droits territoriaux et les ZEE obéissent à des motivations plus fortement politiques et socio-économiques (allocation des ressources).

Finalement, les zones marines protégées délimitées dans les ZEE, *les grands sanctuaires marins*³⁸ et le GEM sont de nature presque exclusivement écologique.

Les espaces maritimes placés sous la responsabilité des organisations régionales des pêches sont un cas particulier. Dans les grandes commissions, chargées de la gestion de l'ensemble des ressources dans une région (comme par exemple la plupart de commissions des pêches de la FAO) la délimitation et les subdivisions servant de base à la collecte des statistiques, à l'évaluation des ressources, et à la gestion, ont été dessinées sur la base des connaissances écologiques (biogéographie et hydroclimats) disponibles au moment de leur création. Ces commissions seraient donc un outil potentiel pour la gestion des GEM et la plupart en contiennent plusieurs. Les commissions spécialisées comme la Commission internationale pour la conservation du thon dans l'Atlantique (Cicta) qui ne traite que du thon de l'Atlantique, la couverture géographique en fait également un outil idéal de gestion d'un GEM pélagique Atlantique (ce qui n'est pas le cas à l'heure actuelle même si des efforts sont faits pour prendre mieux en compte les espèces associées au thon dans les analyses). La commission chargée de la gestion des ressources vivantes marines de l'Antarctique (CCAMLR) est la seule à avoir d'ailleurs été créée dans le but explicite de gérer le GEM de cette région.

Les implications politiques, institutionnelles et scientifiques des échelles spatiales considérées sont fondamentales et ne peuvent être abordées de manière détaillée dans ce document.

Sur le plan institutionnel tout d'abord, la figure 8 donne un aperçu des relations possibles entre les écosystèmes et les structures de gouvernance lorsque l'échelle de « l'écosystème » considéré varie du global (l'océan Atlantique) au « local » (l'estuaire du fleuve Sénégal) et de l'ensemble des ressources vivantes au stock local de crevettes pénaeides. La compétence en matière de Gouvernance

³⁸ Tel que le sanctuaire de l'Océan Austral (Southern Ocean Sanctuary) adopté en 1994 par la Commission baleinière internationale pour protéger les cétacés.

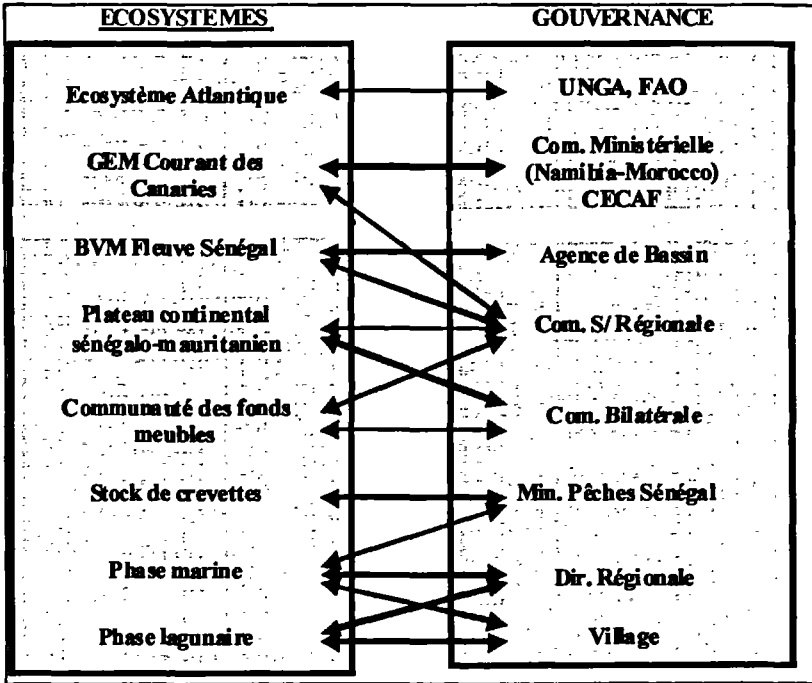


Figure 8
Exemple de relations fonctionnelles entre les structures des écosystèmes et de gouvernance.

passé du comité des pêches de la FAO³⁹ au comité de pêche local (lorsqu'il existe), en passant par les organisations régionale, sous-régionale, et bilatérales existantes (y compris l'agence éventuellement chargée de la gestion du bassin du fleuve Sénégal).

Sur le plan scientifique, comme le soulignaient Caddy et Garcia (1986), la cartographie thématique devrait être le premier élément fondamental d'une gestion intelligente des pêcheries. Pourtant, la

³⁹ L'assemblée générale des Nations unies n'intervenant que de manière sporadique et dans une perspective plus générale que celle de la pêche.

« mathématisation » des pêches et les abstractions successives de la modélisation ont conduit progressivement à « l'oubli » de leurs dimensions spatiales. L'importance de ces dernières pour l'interprétation des variations de productivité et d'abondance, la compréhension des tensions et conflits entre systèmes d'exploitation et modes d'usages, ainsi que pour l'amélioration de la gouvernance est fondamentale. L'évolution des concepts spatiaux et les glissements des paradigmes (socio-politiques, économiques, scientifiques et de gestion) qui les accompagnent ou les précèdent sont étroitement liés. Il en découle que la spatialisation de l'information sur les pêches et sur les systèmes de production est devenue inévitable et requiert l'introduction, d'outils de recherche et de représentation adaptés comme les systèmes d'information géographiques (SIG) et les systèmes d'information sur l'environnement (SIE) qui en dérivent.

Bibliographie

- ALEXANDER L.M., 1990 — « Geographic perspectives in the management of Large Marine Ecosystems ». In Sherman K. et B. D. Gold (Eds) : *Large Marine Ecosystems. Patterns, processes, and yields*. American Association for the Advancement of Science : 220-223.
- ALEXANDER L. M., 1993 — Large Marine Ecosystems : a new focus for marine resources management. *Marine Policy*, 17(3) : 186-198.
- BEAZLEY P.B., 1991 — Reefs and the 1992 Convention of the Law of the Sea. *International Journal of Estuarine and Coastal Law*, 6(4) : 281-312.
- BELSKY M., 1990 — « Interrelationships of law in management of Large Marine Ecosystems ». In : Sherman K. et B. D. Gold (Eds) : *Large Marine Ecosystems. Patterns, processes, and yields*. American Association for the Advancement of Science : 224-234.
- BURKE W.T., 1994 — *The New International Law of Fisheries : UNCLOS 1982 and Beyond*. Oxford, Clarendon Press, 382 p.
- CADDY J.F., 1993 — Towards comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Reviews in Fisheries Science*, 1 : 57-95.
- CADDY J.F. et Garcia S., 1986 — Fisheries thematic mapping — A prerequisite for intelligent management and development of fisheries. *Océanographie Tropicale*, 21(1) : 31-52.
- CADDY J.F., (In prep.) — Marine catchment basin effects versus the impact of marine fisheries on semi-enclosed seas. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. (MS).

- CHRISTY F.T., 1982 —
Territorial use rights in marine fisheries : definitions and conditions. *FAO Fisheries Technical Paper*, 227, 10 p.
- FAO, 1993 —
Marine fisheries and the law of the sea : A decade of change. *FAO Fisheries Circular*, 853, 66 p.
- GARCIA S.M., 1992 —
« Ocean fisheries management. The FAO programme ». *In* : Fabbri, P. (Ed.), *Ocean management in global change*. Elsevier Applied Science : 381-418.
- GARCIA S.M., Grainger R., 1996 —
« Fisheries management and sustainability : A new perspective of an old problem? » *In* Hancock D.A., D.C. Smith, A. Grant, J.P. Beumers (eds) : *Developing and sustaining world fisheries resources. The state of science and management*. 2nd World Fisheries Congress, CSIRO, Australia : 631-654.
- GRAINGER R., Garcia S.M., 1996 —
Chronicles of marine fishery landings (1950-1994). Trend analysis and fisheries potential. *FAO Fisheries Technical Paper*, 359, 51 p.
- GROTIUS H., 1604 —
Mare Liberum. Traduit en 1916 : The freedom of the Seas. Oxford University Press, New York.
- KOERS A., 1973 —
International regulations of marine fisheries : A study of regional fisheries organisations. Fishing News Books. London, 368 p.
- KURIEN J., 1998 —
Property rights, resource management and governance. Crafting an institutional framework for global marine fisheries. Centre for Development Studies. South Indian Federation of Fishermen Societies, 57 p.
- LABAT B., 1997 —
Le concept chilien de « mer présentielle » et ses conséquences sur le régime de la pêche dans la partie de la haute mer adjacente à la limite des 200 milles marins. *Annuaire du Droit de la Mer*. Tome II : 29-52
- LEE R., HAYASHI M., 1995 —
New directions in the law of the sea : regional developments. *Oceana Publications*. Looseleaf.
- SCIALABBA N., 1998 —
Integrated coastal area management and agriculture, forestry and fisheries. *FAO Guidelines*, 256 p.
- SHERMAN K., GOLD B. D., 1990 —
« Perspective : Large Marine Ecosystems ». *In* : Sherman K., L.M. Alexander and B.D. Gold : *Large Marine Ecosystems. Patterns, processes, and yields*. American Association for the Advancement of Science : vii-xii.
- SHERMAN K., OKEMWA E.N., NTIBA M. J., 1998 —
« Preface ». *In* : Sherman *et al.* (Eds). *Large Marine Ecosystems of the Indian Ocean : Assessment, sustainability and management*. Blackwell Science : ix-xvi.
- SOMERS E., 1998 —
« Legal constraints and options for total ecosystem management of Large Marine Ecosystems ». *In* Sherman K., Okemwa E.N., et Ntib M. J. (eds.). *Large Marine Ecosystems of the Indian Ocean : Assessment, sustainability and management*. Blackwell Science : 333-341.
- TROADEC J.P., 1989 —
« Éléments pour une autre stratégie. » *In* : Troadec J.P. (Ed.) : *L'homme et les ressources halieutiques*. Essai sur l'usage d'une ressource renouvelable. Ifremer, Paris : 747-779.

La gestion des espaces halieutiques : quelles perspectives dans le cas de la PCP ?

Conférence invitée¹, présentée par

Alain Laurec

Membre de la direction des Pêches de la Commission européenne (DG XIV)

J'interviens dans ce forum à titre non officiel, en temps que ex-scientifique. Je ne suis donc pas ici pour faire une défense et illustration de la PCP, et je voudrais être plus utile que populaire. Vous considérez sans doute, que ce qui manque à la PCP, c'est plus de recherche et, plus précisément, plus de la recherche qui vous tient individuellement à cœur. Je vous dirai à peu près le contraire.

Les scientifiques doivent analyser la PCP et son vrai fonctionnement

Deux remarques préliminaires. Premièrement, les scientifiques surestiment de façon générale leur impact sur l'évolution de la gestion des pêches. Mais les gens qui s'occupent de commerce surestiment

¹ La transcription écrite de cette conférence est faite sous la responsabilité des éditeurs, ainsi que l'addition d'intertitres. Ce texte ne reflète pas nécessairement la position de la Communauté européenne.

le poids des problèmes commerciaux. Ceux qui s'occupent de flotte surestiment le poids de la flotte. Les scientifiques sont donc des partenaires comme les autres.

Deuxièmement, ce qui me frappe à chaque fois que je participe à des discussions avec des scientifiques, c'est qu'ils sont souvent les moins bien informés sur ce qu'est réellement la PCP. En effet, j'entends plus de critiques qui relèvent du fantasme ou du « bouche à oreille » à l'intérieur de groupes scientifiques, que de prises en compte réelles de ce qu'est la PCP, de ses contraintes et de son fonctionnement. Sans entrer dans les détails, rappelons que la gestion des pêches est à l'intersection d'un certain nombre d'attentes contradictoires. Il existe ainsi des contradictions non seulement entre états membres, mais aussi à l'intérieur de chaque état membre. La PCP est le lieu où s'élaborent les compromis entre toutes ces attentes vis-à-vis des pêches européennes. C'est aussi le lieu, où s'imposent les contraintes qui viennent de plus haut, du type « contraintes mondiales ». On ne peut donc pas imaginer qu'une structure chargée de mettre en place des compromis entre des attentes aussi contradictoires, et de répercuter les contraintes venues du dessus, soit populaire. De même, aucune réforme de la PCP ne pourrait amener un consensus formidable à propos des compromis qui sont passés. Dès lors, si les scientifiques veulent être utiles, ils doivent non pas continuer à fantasmer à ce que pourraient être des panacées, mais analyser les vraies contraintes de la PCP et son vrai fonctionnement.

*Dans le cadre de la PCP,
nous ne sommes pas preneurs,
au premier abord, d'analyses spatiales fines*

J'en viens au problème de ce jour : en quoi est-ce que la meilleure prise en compte des dimensions spatiales pourrait aider la PCP ?

Au risque de vous décevoir, je dirai d'abord que la PCP ne peut pas et ne veut pas rentrer dans le détail des problèmes au plan spatial. Elle n'a pas l'intention de suivre la démarche complexe mise en place, par exemple, par le Japon pour gérer ses pêcheries locales.

La PCP, ce sont d'abord des règles de partage des droits de pêche entre états membres. Ces règles sont traduites sous forme de tacs et de quotas. Régulièrement, lorsque l'on réfléchit pour voir ce que

l'on pourrait mettre à la place, on s'aperçoit que la meilleure façon d'élaborer des partages entre états membres c'est de partager des droits de pêche, estimés en tonnes de poissons parce que c'est simple. C'est pour cette raison que la PCP repose essentiellement sur les tacs et quotas. D'ailleurs, si les gens n'aiment pas ces outils de gestion, c'est bien parce que ce sont des outils de partage simples entre états membres.

À l'inverse, lorsqu'on veut entrer dans la gestion par les intrants, les efforts de pêche ou les capacités de pêche, on tombe régulièrement sur des problèmes de standardisation des efforts de pêche entre navires différents. Ces problèmes peuvent se régler dans une communauté limitée, qui gère une pêcherie géographiquement délimitée. Mais, quand on prend en compte un ensemble d'états membres avec des flottilles hétérogènes, cela devient beaucoup plus compliqué. La PCP ne peut donc pas entrer dans le détail de la gestion des pêches.

Au niveau géographique, la PCP ne gère que les grandes zones ; elle fait ainsi le lien entre un stock et une macro zone. On peut naturellement gérer au niveau communautaire un certain nombre de grandes zones fermées. On définit en particulier des règles de répartitions d'effort de pêche par grande zone. À l'inverse, ce serait un cauchemar absolu que de vouloir faire des règles de partage par petits carrés de 2 milles sur 2 milles, à l'intérieur du golfe Normano-Breton.

En outre, le mécanisme de décision communautaire doit nécessairement se concentrer sur les grandes décisions et laisser à d'autres mécanismes le soin de gérer ces problèmes qui ne méritent pas de remonter dans un conseil des ministres. Un conseil des ministres est très cher économiquement et politiquement ; il mobilise beaucoup d'énergie. On ne peut donc pas songer une minute que l'on va se mettre à faire de la gestion spatialement fine, à l'intérieur d'un conseil.

Donc, nous ne sommes pas, au premier abord, preneurs au titre de la PCP d'analyses spatiales extrêmement fines.

Des recherches utiles pour une meilleure gestion des stocks

Pour autant, nous sommes évidemment intéressés à ce que la recherche halieutique s'affine. Quand j'essaie de réfléchir à ce à quoi la prise en compte de la dimension spatiale pourrait aider le

déploiement de la PCP, je note, tout d'abord, qu'il y a une vogue autour de la prise en compte de la dimension spatiale. Ces effets de mode (et je pèse mes mots, cela ne vous fera certainement pas plaisir) ont toujours des effets indirects bénéfiques. Cela permet de faire sortir les gens de leur routine et a un effet fédérateur. Je ferai un parallèle : il y a vingt ans la grande folie c'était « les relations prédateurs-proies en mer du Nord ». Il y a dix ou quinze ans (j'y ai participé), c'était « le déterminisme du recrutement ». Toutes ces grandes modes n'ont pas débouché sur des panacées. En revanche, elles ont permis une fédération des efforts des chercheurs, qui ont trop souvent tendance à faire leur petit programme dans leur coin. Je me réjouis donc que l'on introduise des nouveautés qui ont des potentiels de fédération.

Plus sur le fond, à l'intérieur de la PCP, il ne faut pas que nous hésitions à conforter les cadres de référence sur lesquels s'appuie la gestion. Je vous ai indiqué que nous avons un découpage en stocks, avec par exemple le stock de cabillauds de mer du Nord et le stock de cabillauds de Ouest Écosse. Ces cadres ont été fixés en fonction des connaissances scientifiques disponibles dans les années soixante-dix. Il est probable qu'un certain nombre d'ajustements doivent être considérés. Les scientifiques ont, me semble-t-il, le devoir de réfléchir à ce type de question. Est-ce que le découpage en stocks, tel qu'on l'applique dans la PCP, est réellement conforme à ce que l'on sait actuellement ?

Cela étant, je vous incite à la modestie car le découpage en stocks, avec les clés de répartition qui ont été mises en place, résulte d'un compromis politique, et ce fut un compromis très difficile à acquiescer. Avant de remettre en cause un tel compromis, il faudra être persuadé de l'intérêt de la chose. Y a-t-il bien une utilité à un découpage d'un stock géré actuellement comme une entité, en deux entités correspondant à deux stocks différents ? Il en va de même pour un regroupement de deux unités de gestion. Mais cela, ce n'est pas votre problème : en tant que scientifiques, vous devez essayer de voir si les bases des connaissances sont toujours compatibles avec les pratiques de gestion.

Il me semble aussi utile que vous réfléchissiez au problème de répartition spatiale des efforts de pêche. En effet, au sein de la PCP, existe un régime embryonnaire de gestion des efforts de pêche. Il

faut réfléchir à ce que pourrait être la bonne base spatiale pour des compléments de gestion de régime d'effort de pêche. Là encore, il faut être réaliste et modeste. La mise en place d'une gestion des efforts de pêche, au niveau communautaire, est beaucoup plus compliquée qu'on peut le penser, du fait des problèmes de standardisation. Il demeure néanmoins qu'en matière de gestion des efforts de pêche, il existe des cas privilégiés. Il y a, en particulier, des pêcheurs qui ne sont couverts actuellement par aucun système de gestion efficace, même des tacs de précaution. Aussi, nous aurons besoin de compléter la gestion, liée aux tacs et quotas, par des limitations de l'effort. On sait que lorsqu'on autorise à se déployer sur zone un effort largement supérieur à ce qui serait nécessaire pour prendre les quotas, cela ne peut avoir que deux conséquences : les rejets massifs ou la fraude. On doit donc compléter par des régimes de gestion de l'effort. Il y a là matière à recherches.

Analyser les problèmes de distribution spatiale pour crédibiliser les diagnostics des scientifiques...

Par ailleurs, un élément très important au niveau communautaire implique une meilleure prise en compte des dimensions spatiales. C'est le problème des relations entre les efforts de pêche et les mortalités, entre les PUE et les abondances. C'est un problème crucial. D'une part, il conditionne l'ajustement entre gestion des efforts et gestion des biomasses et des captures. D'autre part, et c'est peut-être le plus important de tout, il est essentiel pour une bonne compréhension par les professionnels des diagnostics des scientifiques. On est confronté à une éternelle difficulté : comment persuader les professionnels de la pêche qu'il faut prendre une mesure restrictive lorsqu'ils ne sont pas convaincus du diagnostic scientifique sur l'évolution des ressources ?

Très souvent le décalage entre le diagnostic du scientifique et la perception des professionnels tient à deux choses : les progrès techniques (qui ne vous concernent pas directement ici) et la distribution spatiale des ressources et des efforts. Régulièrement, on s'aperçoit ainsi que les pêcheurs se font une certaine idée de l'abondance de la ressource. Elle découle de leurs rendements qui reflètent les densités

des lieux de pêche où ils sont allés et qu'ils localisent de mieux en mieux. Les scientifiques ont quant à eux une perception globale. Il n'y aura pas de meilleure gestion des pêches s'il n'y a pas une plus grande harmonie entre le diagnostic établi par les scientifiques et la perception des professionnels. Et même si cela ne débouche pas sur une décision, tout ce qui permet de garantir la crédibilité des diagnostics est vital. Ceci est vrai partout dans le monde, quel que soit le mode de gestion. Analyser les problèmes de distribution spatiale est dès lors essentiel, pas nécessairement pour la décision qui suit derrière, mais bien pour crédibiliser les diagnostics des scientifiques.

... et pour harmoniser la gestion des efforts de pêche, au niveau pluri-spécifique

Un autre élément justifie des analyses spatiales fines ; ce sont les problèmes pluri-spécifiques. Régulièrement, nous sommes confrontés à des propositions du type : « on veut mettre en place un cantonnement à cause de telle ou telle ressource ». Ce type de mesure est par exemple évoqué pour le merlu. L'objection des pêcheurs est alors la suivante « d'accord on va protéger cette ressource, mais en même temps on va perdre sur une autre ». Il faudrait donc une bonne analyse spatiale pour comprendre ce qu'il en ait de la réalité des captures composites. Nous sommes persuadés que bien souvent les pêcheurs seraient beaucoup plus capables d'ajuster la composition des captures qu'ils ne le disent officiellement quand ils ne veulent pas accepter une décision. En privé, ils le reconnaissent d'ailleurs bien volontiers. C'est quand on ne veut pas d'un cantonnement que l'on dit que l'on ne peut pas éviter certaines captures.

Plus généralement, il faut une étude spatiale fine de ces problèmes de composition de captures, en liaison avec la gestion des pêches. En effet, qu'on le veuille ou non, nous continuerons à avoir au niveau communautaire un cadre de tacs et quotas. Or, une des plus grosses objections faite au mécanisme des quotas c'est de dire « oui, mais je me retrouve dans une situation où mon quota pour l'espèce A est épuisé, donc je dois rejeter, alors que je n'ai toujours pas épuisé mon quota pour l'espèce B. Donc, vous m'obligez par vos règlements absurdes à faire des rejets ».

Si nous avons la capacité à comprendre quelle est la composition des captures possibles et obligées dans une zone et dans une autre zone, des mécanismes de gestion des efforts permettront d'harmoniser la composition globale des captures avec celle des quotas. Pour vous donner un exemple concret, les Pays-Bas avaient un problème de compatibilité, il y a quelques années, entre les quotas de plies et de soles. Ils voulaient inciter les pêcheurs à prendre plus de plies. Tout au nord, il y avait des captures essentiellement de plies et moins de soles. Ils ont donc construit un système de gestion des efforts qui donnait un bonus aux pêcheurs lorsqu'ils passaient un certain nombre de jours de pêche au nord. Ce faisant, ils rééquilibraient la composition des captures dans le sens des plies.

Les tacs et quotas sont inévitables pour raison politique (que vous l'aimiez ou non, en tant qu'intellectuel de la gestion). Dès l'ores, si nous voulons harmoniser la gestion des efforts en conservant ce système, il faut que l'on réfléchisse mieux à ces problèmes d'allocation spatiale de l'effort, en liaison avec la composition des captures dans les différentes zones et aux différentes périodes.

Je ne voudrais pas aller plus loin dans ces questions. Je vous inciterais néanmoins à ne pas faire de la « prise en compte des dimensions spatiales » pour le plaisir. En revanche, essayer d'analyser en quoi vous contribueriez vraiment à améliorer la gestion réelle. J'ajoute que celle-ci se fera pour partie dans le cadre de la PCP, mais aussi dans un cadre national, pour tout ce qui est beaucoup plus fin. De ce point de vue, mon intervention concerne le niveau communautaire, et je suis persuadé que les utilisateurs gestionnaires nationaux sont beaucoup plus preneurs que nous de résultats détaillés au plan spatial.

Utiliser les informations spatiales liées au contrôle de l'activité de pêche

Pour terminer et plaider pour ma paroisse, je voudrais insister sur l'importance des liens que vous pourriez ou devriez développer avec les questions de contrôle. De façon générale, il me semble d'abord que les scientifiques devraient se poser systématiquement la question suivante : « lorsque je prône telle ou telle mesure de gestion, est-ce que le pêcheur va y gagner ou y perdre à cours terme ?

S'il y gagne, il n'y aura pas de problème de contrôle. Si la mesure de gestion se traduit par des pertes à court terme, il faut que la mesure soit facilement contrôlable ». Je suis très frappé de voir le nombre d'avis scientifiques qui émergent vers la commission et qui ne seraient pas contrôlables en pratique. Il en va des mesures spatiales comme du reste.

Je suis aussi très frappé de voir comment la communauté scientifique en Europe sous-exploite le contenu des livres de bord. Parmi les suggestions qui peuvent être formulées de manière immédiate et concrète, je ne saurais trop inciter les scientifiques à utiliser cette information. Elle n'est géographiquement pas de la plus grande finesse, mais quand même désagrégée par carrés statistiques. Il n'est évidemment pas demandé aux scientifiques d'aider les contrôleurs à mettre en évidence des effractions individuelles. En revanche, l'exploitation des données des livres de bord permet une validation globale de ces données. Elle peut surtout conduire à la mise en évidence d'un contenu erroné et renvoyer ainsi les contrôleurs vers leurs tâches de contrôle. Vous aurez donc des informations pour vous, désagrégées à un niveau intermédiaire mais certainement utiles, et en exploitant ces données on démontrera au pêcheur que les informations qu'il met dans les livres de bord ne tombent pas dans des puits sans fond.

Cela est absolument vital si vous voulez continuer à recueillir des informations via les pêcheurs. Il faut leur démontrer que ce qu'ils perçoivent comme un travail bureaucratique a une utilité. Je vous envoie donc ce message : essayer de valoriser au maximum le contenu des livres de bord, même si la désagrégation n'est pas aussi fine que vous en rêvez au plan scientifique.

Il existe aussi un lien entre vos travaux et le contrôle en ce qui concerne les informations satellitales. En effet, le contrôle des positions par satellites vous ouvre la porte à des informations spatiales très fines. Ce qui est obligatoire pour le contrôle, selon les règles communautaires, est une chose. À partir de là, dès l'instant où les navires sont équipés, des accords entre les scientifiques et les groupes de pêcheurs vous donnent un moyen d'accéder à des informations spatiales fines pour pas cher. Un bon nombre d'états membres exploitent d'ores et déjà des données concernant une fraction de la flottille, avec une maille de temps beaucoup plus fine que

ce qui est obligatoire au titre communautaire. Il est clair que des réglementations à caractère spatial, qui étaient inapplicables puisqu'incontrôlables avant l'existence du satellite, deviennent contrôlables. Et ma remarque générale sur « posez-vous la question de la contrôlabilité » nous incite à penser que l'on pourrait avoir des réglementations à caractère spatial plus fines et plus réalistes qu'autrefois.

Dernière remarque pour conclure : l'avenir de la PCP n'est pas réellement entre vos mains, contrairement à ce que vous espérez peut-être. Cela étant, l'avenir de la PCP ne se fera pas sans vous.

Complexité des espaces mobilisés par un système halieutique

Le cas de l'exploitation de la palourde (*Ruditapes decussatus*) dans l'étang de Thau.
Une lecture pluridisciplinaire dans le cadre d'une recherche action

Nabila Mazouni
Écologiste

Hélène Rey-Valette
Économiste

Pierre Valarié
Politologue

Emmanuelle Despres
Économiste

Olivier Dedieu
Politologue

Béatrice Pary
Halieute

I Introduction

D'une superficie et d'une profondeur largement supérieures aux autres espaces lagunaires de la région, l'étang de Thau est le principal pôle régional d'élevage (huître et plus marginalement moule - la mytiliculture s'étant délocalisée en mer au cours de la dernière décennie -), de pêche lagunaire de coquillages (palourde, clovisse, huître plate) et de commerce des coquillages. L'exploitation de la palourde au cœur de l'activité de pêche dans cet étang depuis le début des années soixante-dix, constitue la principale ressource cible d'une population croissante de pêcheurs. Après une période

florissante¹, l'effondrement dès 1992 de la ressource a engendré non seulement une régression des captures mais aussi une diminution du nombre de pêcheurs « officiels ». Ce phénomène s'est accompagné d'une généralisation de la pêche en plongée avec des bouteilles (pratique interdite) et d'une forte progression des composantes illicites de l'effort de pêche (pêche des non inscrits au sens large). En outre, la diminution des captures (de 1 000 tonnes à actuellement moins de 400 tonnes) se conjugue avec une baisse des prix (de 95 à 70 F) alors que l'on aurait pu attendre au contraire une meilleure valorisation du produit devenu « plus rare ».

Dans un contexte (1) de méconnaissance de l'importance des gisements naturels et de l'impact de l'évolution des conditions du milieu, (2) de développement « anarchique » de l'effort de pêche et (3) de non compensation par les prix de la baisse des volumes de production, la persistance de la crise a conduit les pêcheurs professionnels à solliciter les autorités impliquées (Affaires maritimes et région Languedoc-Roussillon). Leur demande concerne la réévaluation des conditions du partage entre les différents types d'exploitants et la définition de nouvelles modalités de gestion. Afin de répondre à ces attentes, un programme pluridisciplinaire été mis en place. L'objectif est d'élaborer en concertation étroite avec tous les partenaires de l'exploitation (pêcheurs et gestionnaires) et de façon négociée entre acteurs, de nouvelles propositions de gestion. Dans ce but, une convention d'objectif a été signée entre les professionnels (Comité régional des pêches et des élevages marins du Languedoc-Roussillon), l'État (préfecture de l'Hérault), la région Languedoc-Roussillon et l'Ifremer.

L'analyse des caractéristiques de la situation initiale² met en évidence un fonctionnement selon une logique de système clos avec des formes d'organisation particulières. Cette situation est apparue en totale

¹ Sur la base des statistiques officielles sous estimant tant les volumes que les prix, la palourde était au début des années quatre-vingt l'une des quatre premières productions en valeur du quartier de Sète.

² Il s'agit de la situation initiale au sens d'avant la crise — entendue comme phase de rupture et de transformation — et non originelle qui renverrait à un plus long terme et d'autres dynamiques spatiales.

contradiction avec la logique actuelle d'un système ouvert révélée par le diagnostic pluridisciplinaire établi dans le cadre du « programme Palourde » (Anon., 1999). Dans ce contexte, l'hypothèse de base développée ci-après est que la situation de crise actuelle est liée à des changements d'espace. L'espace sera entendu ici selon deux conceptions complémentaires. Un espace physique au sens traditionnel en termes de distance géographique et un espace social. Dans ce dernier, les proximités résultent non seulement de l'appartenance à un même territoire et une même communauté mais apparaissent aussi comme le partage de valeurs communes, de conventions et de règles portées par des réseaux d'inter-connaissance.

Dans ce but, notre travail a consisté à analyser les différents éléments qui ont conduit à une évolution structurelle en terme d'ouverture du système, c'est-à-dire de changement d'échelle spatiale. La logique de ces transformations, a ensuite été précisément analysée pour chacune des composantes ressource-exploitation-marché-gestion en faisant ressortir leur dimension spatiale. En effet, l'origine de la crise peut être interprétée en termes d'absence de synchronie entre les espaces mis en œuvre par les différentes composantes du « système ou milieu ». De plus, tandis que la référence spatiale du système est « l'étang de Thau », tant du point de vue de l'espace physique que social, selon les périodes et les aspects, on peut montrer que plusieurs niveaux d'espace peuvent être impliqués ouvrant sur la question de leur articulation (tableau 1).

L'analyse développée dans le présent article fait référence aux résultats des investigations menées dans le cadre du Programme Palourde (Anon. 1999). Dans le cadre de ce programme, plusieurs séries d'enquêtes ont été réalisées auprès des différents acteurs de la filière (pêcheurs, mareyeurs, affaires maritimes). Elles ont notamment permis en complément du fichier des affaires maritimes la constitution d'un fichier des pêcheurs licenciés validé par la profession. Par ailleurs, ces enquêtes ont permis l'identification des différents circuits de commercialisation et des contraintes du marché. Du point de vue de la ressource, la réalisation d'une campagne d'évaluation directe sur l'ensemble de la lagune, selon un protocole standardisé a fourni des informations sur les stocks en place (cartographie des gisements, niveau d'abondance).

	Physique	Social
Échelle la plus fine	gisements (sites localisés)	Communautés de pêcheurs petits métiers par communes (ports)
Échelle intermédiaire	réseaux des gisements	Communes (ports) riveraines de l'étang (Sète, Mèze, Bouzigues, Marseillan)
Échelle de référence	Etang de Thau	
Échelle d'analyse des interactions	Écosystème associant l'étang de Thau et son bassin versant	Économie locale (bassin d'emploi, charte intercommunale, pays...)
Échelle intermédiaire	-	Régions Languedoc-Roussillon et Provence (économie locale + chef lieux régionaux)
Échelle la plus large	Réseau des étangs du Languedoc-Roussillon	Bassin de Méditerranée Occidentale (flux commerciaux et formation des prix)

I Tableau 1

Les différents niveaux d'espace mobilisés dans le système halieutique « palourde » de l'étang de Thau.

I Origine de la représentation en termes de système ferme

La vocation « halieutique » de « l'étang de Thau » s'appuie sur un ancrage historique très ancien (Gourret, 1894 ; Doumenge, 1959 ; Giovannoni, 1994), qui influence les configurations techniques, commerciales, et professionnelles observées aujourd'hui. Durant le XIX^e siècle, seules les pêches de l'huître plate et de la clovisse, héritées d'une tradition de pêche lagunaire beaucoup plus ancienne, sont pratiquées sur l'étang et alimentent les marchés locaux. L'activité de pêche de la palourde émerge et se développe, à la fin du XIX^e siècle, en relation étroite avec l'ouverture progressive du marché. Néanmoins jusqu'au début des années soixante-dix les débouchés restaient limités à un marché de proximité essentiellement marseillais et de type captif. En effet, à l'époque seule l'espèce européenne (*Ruditapes decussatus*) était présente en France et le bassin de Thau était alors l'un des principaux sites de production. En l'absence de marché national de la palourde, seules de petites quantités étaient acheminées sur Paris, la Bretagne et l'Italie. Dans ce

contexte au lendemain de la guerre, l'accroissement de la production due à la forte progression de l'effectif des pêcheurs s'est traduit, comme pour d'autres pêcheries (Féral et Berger, 1987) par une diminution des prix.

Parmi les grandes évolutions que l'on peut retenir de ce long terme, notons par exemple que la pêche des coquillages d'abord limitée à un nombre très réduit d'individus (une dizaine selon Sudry, 1910) s'est progressivement étendue à l'ensemble de la communauté de pêcheurs. Dans le même temps, on observe une spécialisation technique et spatiale des pêcheurs qui se sédentarisent alors qu'ils étaient saisonnièrement mobiles entre l'espace maritime et lagunaire. L'attrait important de la pêche en milieu lagunaire s'expliquerait notamment par le développement de la pêcherie d'anguilles du fait de la structuration du marché, avec l'apparition au début des années soixante d'un système de collecte en camion vivier (Bertrand *et al.*, 1994).

À l'origine, le « système ou milieu » de la pêche à la palourde dans l'étang de Thau peut être globalement caractérisé comme un « système ou milieu » clos fortement localisé. Du point de vue écologique, l'étang de Thau se caractérise comme un espace semi fermé dont les communications avec la mer sont limitées. Les apports par le bassin versant sont très sporadiques et l'impact de la conchyliculture est important (Mazouni *et al.*, 1996, 1998). Le fonctionnement et l'équilibre de ce système semblent fondés sur un recyclage très actif de la matière organique avec une production primaire de type régénérée (Mazouni, 1995 ; Vaquer *et al.*, 1997 ; Mazouni *et al.*, 1998). Néanmoins, concernant la pêcherie de palourde, l'étang de Thau doit être considéré d'un point de vue spatial comme un ensemble de secteurs productifs et non comme une entité. En effet, seuls certains secteurs de la lagune présentent des conditions favorables au développement et au maintien des gisements de palourdes. Cette composante spatiale très locale est renforcée par l'éthologie de cette espèce benthique. En effet, la ressource, en tant que population de bivalves fouisseurs intrinsèquement peu mobile, paraît renvoyer à une notion d'espace de dimension limitée. L'organisation spatiale de type agrégative de cette population renforce encore le caractère très localisé de l'espace. Ainsi, l'exploitation est traditionnellement circonscrite, ou du moins concentrée, au niveau de

quelques gisements coquilliers (fig. 1) depuis longtemps répertoriés par les pêcheurs et les scientifiques (Fauvel, 1985). Il s'agit donc à ce niveau d'un espace fragmenté constitué de multiples sites non contigus, relativement indépendants du point de vue de leurs caractéristiques physiques mais appartenant à un espace plus large : l'écosystème « étang de Thau ». Bien que la qualité nutritive des secteurs soit en partie conditionnée par des caractéristiques locales (grau, rivière, canaux...), l'échelle de l'écosystème reste déterminante

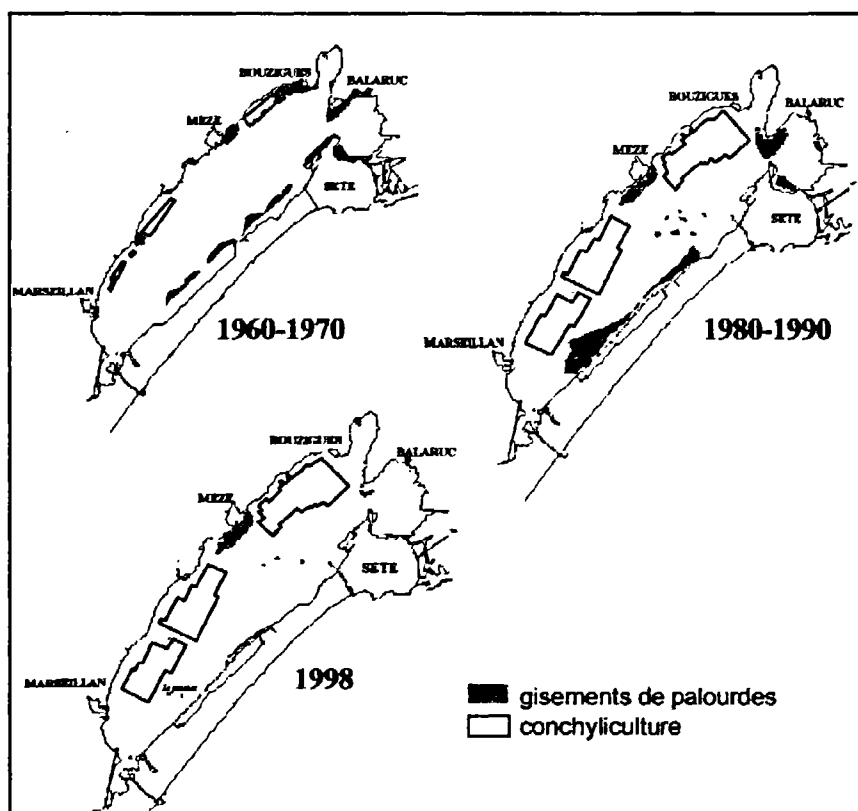


Figure 1

Cartographie des gisements de palourdes dans l'étang de Thau d'après Fauvel (1985), d'après les enquêtes réalisées dans le cadre du programme palourde (situation 1980-1990) et d'après la campagne d'échantillonnage réalisée en 1998.

pour la reproduction, du fait de l'influence des conditions du milieu (courant, température...) sur le recrutement.

Par ailleurs, le « système et milieu » étang de Thau s'avère aussi historiquement fermé du point de vue économique et social et géré sur la base d'une logique communautaire et familiale à une échelle, là encore, locale. Les pêcheurs d'étang constituent au début du siècle une population pauvre, socialement et spatialement isolée des autres catégories sociales et professionnelles : une sorte d'isolat économique en forte étanchéité avec les autres groupements d'intérêts locaux. Cette fermeture sociale et économique n'est pas spécifique à l'étang de Thau. Elle peut être généralisée à l'ensemble du secteur de la pêche (Rey *et al.*, 1997) dont elle est une caractéristique identitaire avec cependant des différences de degrés selon les zones et leur histoire et selon les types de pêcheries en relation avec la dimension des espaces exploités. Ainsi, elle paraît être exacerbée dans le cas des pêcheries des petits métiers, en particulier sur la façade méditerranéenne du fait des délimitations territoriales des prud'homies. Ce système s'intègre à son environnement institutionnel sur la base d'une mono-relation de type hiérarchique, totalement « monopolisée » par les Affaires maritimes³, dont le rôle tient historiquement à la fois celui de celui d'interface et de médiateur. En effet l'organisation professionnelle n'est pas à l'origine de la production de ses propres règles qui sont en grande partie générées de l'extérieur de la profession, par l'État au travers des Affaires Maritimes.

Dès lors - et tandis que la mobilité de la ressource est généralement évoquée comme facteur spécifique et limitant de la gestion des

³ Cette administration gère pour partie la protection sociale des pêcheurs, l'emploi, par la tenue des fichiers divers et le contrôle des embarquements et débarquements. Elle exerce une part des pouvoirs de police pour le respect des normes en vigueur mais aussi des règlements comparable aux fonctions de l'Inspection du travail. Elle contrôle l'entrée dans la profession, et contribue à définir la formation tant dans ses contenus que dans son organisation. Elle joue enfin un rôle d'agent de développement économique dans la gestion des quartiers maritimes, envisagés simultanément comme espaces administratifs et espaces économiques.

stocks halieutiques -, on pourrait penser que cette fermeture et cette faible mobilité constituent des atouts favorables à une gestion « efficace ». Ce sentiment est encore renforcé par l'histoire sociale des communautés locales de pêcheurs avec une pratique de la gestion centrée autour de deux institutions : les prud'homies et la famille. L'institution prud'homale, organisée de façon communautaire et localisée, ainsi que la famille - voire plus largement les réseaux familiaux -, se caractérisent par leurs liens étroits à une culture localisée, dépendante du territoire d'exercice de l'activité. Par ailleurs la logique de gestion est largement organisée autour du métier. À ces institutions fondatrices s'ajoutent les structures fondées sur une logique centralisatrice de l'État (comités locaux et régionaux) et une représentation syndicale à l'origine peu adaptée à la culture du secteur. La structuration professionnelle proposée par l'État est verticale et si la convivialité locale est valorisée sous ses formes les plus corporatistes, elle est explicitement placée sous le contrôle et la tutelle de l'État central.

■ Diversité des ouvertures et changement d'échelle du système

Plusieurs facteurs expliquent un accroissement du caractère limitant des conditions du milieu vis-à-vis du développement des palourdes :

- une réduction de l'espace physique disponible du fait de la concurrence spatiale liée aux aménagements physiques des pourtours de l'étang ; résultats du développement du tourisme, de l'urbanisme et plus généralement de l'économie portuaire et locale ;
- une transformation de la nature des sédiments (granulométrie liée aux rejets de dragage et envasement), consécutive à ces mêmes aménagements ;
- une accentuation de la compétition trophique, notamment par le développement de la biomasse conchylicole et la prolifération d'espèces invasives (*Crepidula fornicata*).

Bien que le développement de l'élevage conchylicole date du transfert en 1911 de la mytiliculture des canaux de Sète dans l'étang (Fauvel, 1985), cette activité reste marginale jusqu'en 1945 (avec 68 concessions à cette date). La conchyliculture connaît ensuite une dynamique de croissance rapide, qui génère des tensions du fait de la concurrence spatiale exercée sur la pêche, en particulier avec l'occupation des fonds coquilliers. Ainsi le remembrement de 1970-72 délimite l'espace concédé à la conchyliculture, soit 352 hectares qui sont actuellement en quasi totalité (93 % soit 2 623 tables plantées) utilisés. Au titre de dédommagement pour la perte de fonds coquilliers, les pêcheurs obtiennent une coopérative, « coopérative des 5 ports » concessionnaire de 680 tables (soit un quart du total).

Cette opération ouvre ainsi la voie de la pluriactivité pêche-conchyliculture. Compte tenu de la crise de l'exploitation des gisements coquilliers en général et des gisements de palourde en particulier, cette pluriactivité constitue aujourd'hui une stratégie de repli pour certains pêcheurs et est très largement pratiquée. Elle est devenue en effet la principale composante de l'effort de pêche au sein des pêcheurs inscrits maritimes (tableau 2). Ainsi le profil des pêcheurs a donc radicalement changé faisant apparaître un continuum de situations à l'intersection d'ouvertures tant sociales (important développement des pêcheurs non inscrits), que sectorielles (pêcheurs-conchyliculteurs) voire même pour parties géographiques (l'activité attirant des nouveaux venus). Dans la profession, si le recrutement reste largement local, il n'en reste pas moins que l'homogénéité culturelle s'en trouve affaiblie, minorant ainsi le rôle de régulation des réseaux familiaux. Cette situation est encore renforcée par le développement du travail salarié des femmes qui favorise l'ouverture sur le monde extérieur. L'ensemble de ces évolutions conduit à l'éclatement de la profession.

Le niveau actuel du stock exploitable de palourdes qui a été estimé sur la base d'une campagne directe d'évaluation (avril 1998) est faible (environ 300 tonnes, Anon., 1999). De plus on observe une importante hétérogénéité de la répartition spatiale. Ainsi les zones réputées productives, c'est-à-dire les terrains de pêche traditionnels de la profession (fig. 1), ne représentent aujourd'hui plus que 13 % du stock identifié à partir de la campagne d'évaluation directe. Ce morcellement introduit de nouvelles conditions quant à la disponibilité de la ressource. En effet, le caractère plus épars de la res-

source (diminution des densités par m²) réduit significativement l'efficacité de l'engin traditionnel de pêche de la palourde dans l'étang, une drague à main (arselière). La pêche en plongée est aujourd'hui devenue dominante pour l'ensemble des catégories de pêcheurs, y compris chez les pêcheurs professionnels⁴. Par ailleurs, quelle que soit la catégorie de pêcheurs, on observe une grande similitude des techniques utilisées qui ne constituent donc plus un critère discriminant au sein de la population de pêcheurs (tableau 2).

Dans l'absolu, cette évolution des techniques va dans le sens d'une progression de l'effort de pêche du fait de deux facteurs :

- l'importance accrue des rendements de la pêche en plongée par rapport à l'arselière. D'après nos enquêtes, en deux heures de pêche,

Catégories de pêcheurs	Arselière	Apnée	Bouteille	Pêche à pied	TOTAL
Pêcheur exclusif	15	32	22	0	69
Pêcheur mixte	5	13	8	0	26
<i>Sous-total pêcheurs</i>	<i>20</i>	<i>45</i>	<i>30</i>	<i>0</i>	<i>95</i>
(%)	(21 %)	(47 %)	(32 %)	(0 %)	(100 %)
Conchyliculteur-pêcheur exclusif	21	76	29	0	126
Conchyliculteur-pêcheur mixte	3	4	1	0	8
<i>Sous-total conchyliculteur/pêcheur</i>	<i>24</i>	<i>80</i>	<i>30</i>	<i>0</i>	<i>134</i>
(%)	(18 %)	(60 %)	(22 %)	(0 %)	(100 %)
Non inscrits	16	86	62	20	184
(%)	(8 %)	(47 %)	(34 %)	(11 %)	(100 %)
Effectif total par engin	60	211	122	20	413
(%)	(14 %)	(51 %)	(30 %)	(5 %)	(100 %)

Tableau 2

Estimation de l'effectif total de chaque catégorie de pêcheur de palourde dans l'étang de Thau (enquêtes réalisées sur le terrain auprès des professionnels et des Affaires maritimes, 1998-1999).

⁴ Cette tendance semble confirmée par les observations et des comptages de pêcheurs réalisés au cours de survols aériens de l'étang de Thau réalisés en 1986 et en 1997.

un plongeur en apnée peut capturer environ 3 à 4 kg de palourdes contre 6 à 7 kg pour un plongeur en bouteilles et seulement 1,5 à 2 kg pour un pêcheur à l'arselière ;

- une progression du nombre de jours de pêche du fait d'une plus grande indépendance par rapport aux conditions météo. En effet, les vents de secteurs Nord Ouest (vents dominants) limitent la pratique de l'arselière et non de la plongée. Les premières informations dont nous disposons à l'issue des enquêtes indiquent un nombre moyen de jours de pêche de 15 à 20 jours par mois selon les saisons pour un pêcheur à l'arselière contre 20 à 25 pour un pêcheur en plongée.

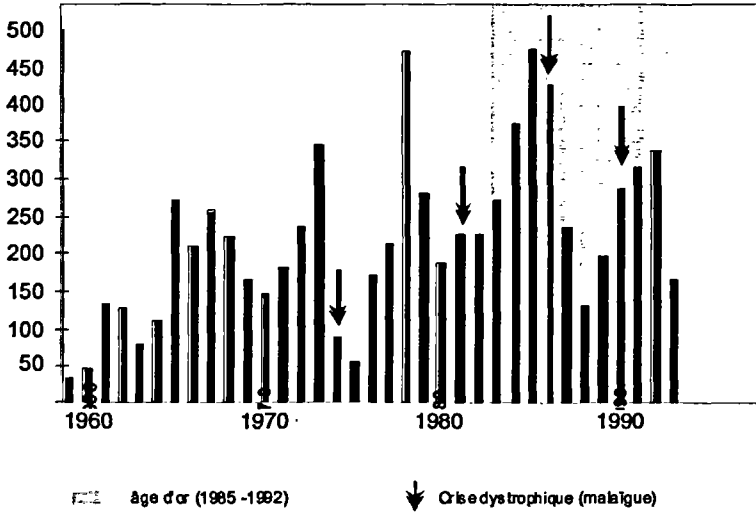
En réponse à cette réduction de l'espace et à la baisse de sa productivité et en plus du changement de techniques de pêche, les pêcheurs ont développé une stratégie de mobilité spatiale. Celle-ci consiste à multiplier les zones de pêche au niveau de l'ensemble des lagunes de la région. Il s'en suit une complexité des flux constituant l'offre locale, non seulement quant à l'origine géographique mais aussi parfois quant à la nature du produit du fait de la présence de palourdes japonaises dans les étangs voisins (Ingrill et Ponan). Par ailleurs, à cette multiplication des « origines » locales s'ajoutent les apports liés aux importations (Italie, Tunisie, Turquie) réalisées par les acteurs de la commercialisation. Au total, la production s'accroît malgré des cycles liés à la survenue des malaïgues (crises dystrophiques) et une forte variabilité interannuelle (fig. 2).

Face au caractère limitant des facteurs écologiques, le développement de la pêcherie de palourdes, peut être interprété comme le résultat de diverses dynamiques croisées. Celles-ci sont liées d'une part à des facteurs endogènes à la pêche - avec notamment une accessibilité importante au métier du fait de la faiblesse relative des coûts et du savoir faire -, et d'autre part à l'impulsion de facteurs externes comme :

- le développement des marchés, qui peut être analysé comme une externalité positive de la spécialisation conchylicole de l'étang et du développement touristique qui offre une ouverture des débouchés ;
- à une pression accrue à l'entrée dans la profession, réputée rémunératrice dans un contexte local de développement du chômage.

Le marché qui constituait initialement un facteur limitant de l'activité est au contraire devenu très demandeur et très rémunérateur renforçant ainsi l'intensification de la pêche. Stimulé par le développement de l'aquaculture (surtout en Italie à partir de 1983), le

Production de palourdes
(tonnes)



Source : données Affaires maritimes.

Figure 2

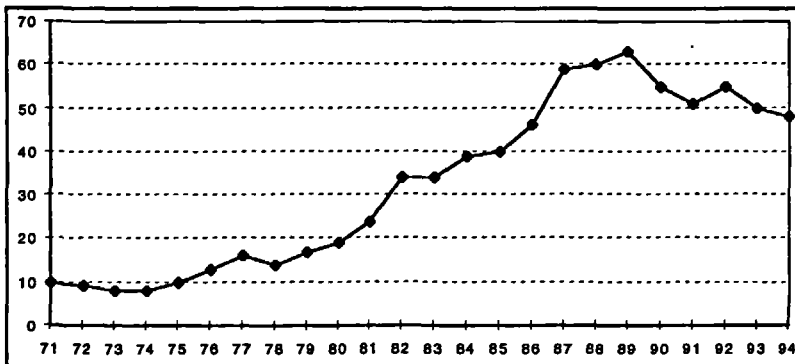
Évolution selon les données officielles de la production de palourdes (tonnes) du quartier de Sète.

Les flèches indiquent l'occurrence de crises dystrophiques (malaïgues) responsables d'importantes mortalités du cheptel.

marché est devenu européen, mobilisant des flux à l'échelle du bassin méditerranéen. En même temps qu'il se développait le marché s'est segmenté entre un marché courant pour la palourde d'élevage et un marché de luxe plus restreint pour la palourde européenne, dite palourde fine. Le marché de celle-ci est alors de fait essentiellement circonscrit au marché espagnol sur lequel il existe une forte demande géographiquement concentrée autour de quelques pôles : les marchés de Barcelone, de Madrid, le Pays Basque espagnol et la Galice. Tandis qu'en 1985, l'apparition des premiers bassins privés permet l'expansion du mareyage - jusqu'alors centralisé par une coopérative (Le Dauphin) -, l'entrée de l'Espagne dans le Marché Commun en 1986, va « doper » le marché et amener le début d'une période faste pour la palourde de l'étang de Thau. Cependant la crise économique en Espagne et l'importante dévaluation de la lire et de

la pesetas en 1992 vont conduire à un retournement de la dynamique du marché en 1992-1993.

Cette relative fermeture du marché intervient au moment où localement (au niveau du bassin de Thau) la réduction de l'offre tend à faire monter les prix, rendant ainsi l'offre locale non concurrentielle sur le marché espagnol. D'autres évolutions structurelles sur ce marché (développement des grandes surfaces, sensibilité croissante au prix, changements des habitudes de consommation...) ont renforcé cette tendance. Ainsi les mareyeurs de l'étang de Thau sont pris en « ciseaux » entre, d'une part les pêcheurs (qui devant la baisse de la ressource réclament des prix élevés et s'opposent aux importations de palourdes tunisiennes), et d'autre part une conjoncture défavorable sur le marché espagnol où s'effectue la formation des prix des produits. C'est dans ce contexte de marché très tendu que va intervenir, à la suite de manifestations des pêcheurs, l'interdiction française d'importation de palourdes de Tunisie en 1994. Cette interdiction ne s'est pas traduite par une augmentation des prix des produits de Thau. Au contraire, la tendance à la baisse se confirme dès 1992 (fig. 3) car les prix sont alors imposés par le marché espagnol. En effet, l'exacerbation de la concurrence et l'apparition d'intermédiaires sans garanties financières



Source : données Affaires maritimes.

■ Figure 3

Évolution du prix moyen annuel de la palourde de l'étang de Thau. (Bien que ces statistiques soient réputées peu fiables pour les volumes, il semble qu'elles puissent être un bon indicateur des tendances de prix moyen).

(enquêtes CEP, 1998), ont conduit de nombreux mareyeurs à abandonner le marché espagnol. Ce dernier étant alors non seulement de plus en plus étroit mais surtout instable, voire risqué.

L'ouverture du marché au niveau européen, et la non-maîtrise des échanges commerciaux par les professionnels laissent ces derniers relativement démunis face à ces fluctuations du marché. De plus, les mareyeurs ont accentué la distance avec les pêcheurs en introduisant un intermédiaire supplémentaire : les ramasseurs. Ceux-ci instituent un système d'évitement réciproque entre mareyeurs et pêcheurs, et contribuent autant à opacifier les relations commerciales qu'à empêcher toute représentation globale du marché pour les pêcheurs. Cette configuration d'échange qui est associée à une absence de centralisation des prix et des pratiques de tri des catégories commerciales est vécue comme une situation de domination et de dépendance par les pêcheurs.

Lorsqu'on résume (fig. 4) l'évolution historique des différents espaces mobilisés dans le système « palourde de Thau », il apparaît que les changements d'échelles parfois opposés ont conduit à la situation de « crise » d'aujourd'hui.

I Modalités de réappropriation des nouveaux espaces

Les stratégies de gestion de cette ressource et de ce « système ou milieu » soumis à des dynamiques d'éclatement restent largement ancrées dans des représentations, des logiques et des pratiques de gestion de proximité. Celles-ci sont fondées sur l'inter-connaissance (auparavant puissant moyen de contrôle social et de l'accès à la ressource) dont l'efficacité va être remise en cause par l'ouverture vers l'extérieur. Deux éléments importants vont caractériser la « réponse » de la gestion à cette dynamique de crise.

1) Face à la multiplication des réglementations, aux difficultés de mise en œuvre et de contrôle, les Affaires maritimes se voient de plus en plus contraintes à recourir à la dérogation comme mode de régulation quotidien de ses rapports avec les professionnels. La

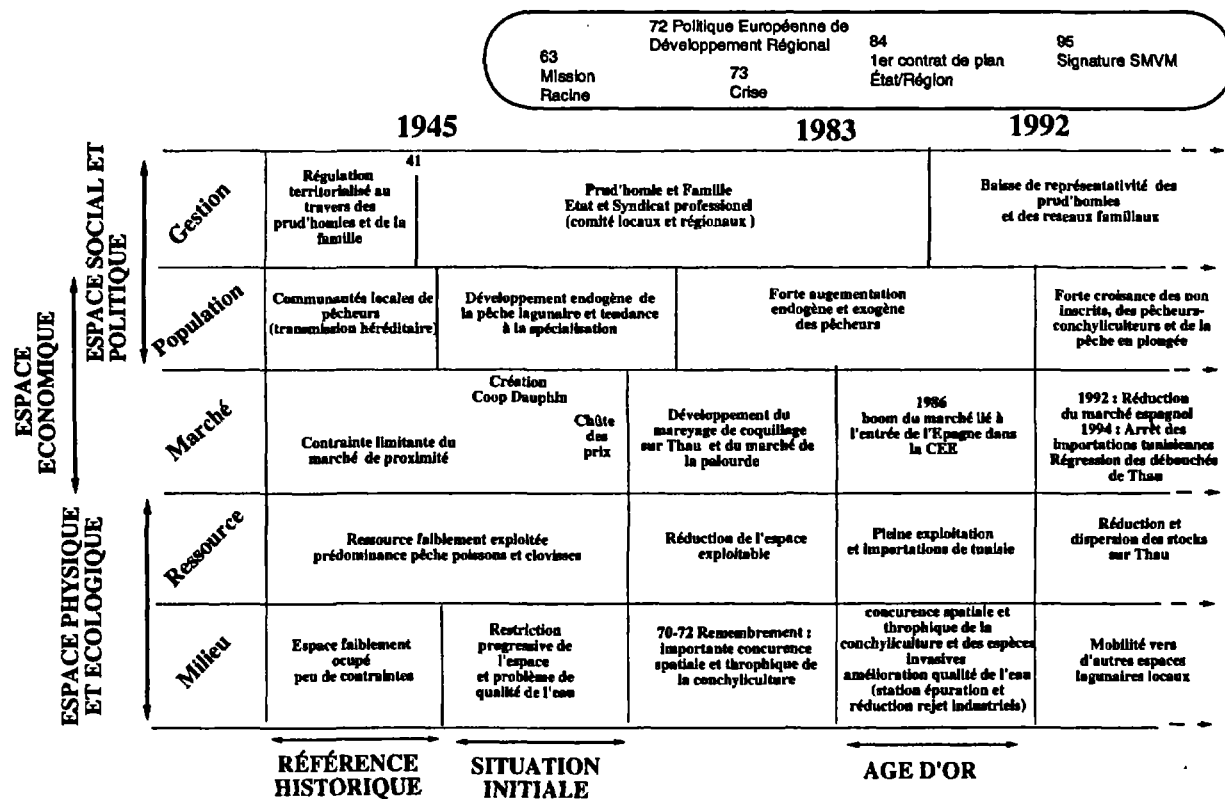


Figure 4
 Synthèse de l'évolution chronologique des différents espaces mobilisés par le système « palourde » de Thau en référence à un contexte historique et une situation initiale (développement de la pêche de palourde).

dérogation comme mode d'exercice du pouvoir vient ainsi se substituer à la négociation collective, l'arrangement à la production de normes stabilisées et inscrites dans le droit. Dès lors les enjeux se concentrent sur l'obtention de ces dérogations ou « arrangements institutionnalisés » qui s'opèrent à l'échelon local et personnalisent les rapports entre pêcheurs et Affaires Maritimes dans une logique de clientélisme. Cette évolution contribue encore à fragmenter la géographie des petits métiers.

2) La persistance du métier, constitue un important structurant identitaire au sein de la profession et un principe interne de régulation. Celle-ci s'organise donc selon une logique de régulation technique tandis que la population, ainsi que l'illustre l'adage des prud'homies, « tout le monde doit pouvoir vivre de son métier », reste une donnée dans une logique corporatiste fermée avec des pratiques de contrôle de l'entrée assez restrictive⁵. Dès lors, le débat sur la régulation de la profession, notamment quant aux rapports entre le licite et l'illicite, se confond avec celui de la réglementation de la pêche en plongée avec au cœur de la crise le développement de la pêche en bouteilles.

Face à ces difficultés, et faute de pouvoir réguler eux-mêmes l'accès à la ressource, les professionnels vont réclamer l'intervention de l'État, dans un contexte général où l'action publique évolue par une multiplication des niveaux décisionnels (collectivités locales, niveaux intercommunaux, régions,...) mais également vers des formes de concertation et de partenariat substituant la négociation aux formes d'intervention verticales de l'État Providence antérieur. Ces nouvelles formes de conduite de l'action publique sont contradictoires avec la demande interventionniste des pêcheurs et prennent ces derniers d'autant plus au dépourvu que les ressources relationnelles de la profession et sa culture étatiste ne lui permettent pas une adaptation rapide aux nouvelles données ainsi définies.

Le contexte de contractualisation des politiques publiques implique de la part des différents acteurs des formes de mobilisation des inté-

⁵ Le fonctionnement des prud'homies présenté par cet auteur montre l'existence d'une coutume de représentation d'un niveau d'équipement suffisant et à ce titre garant du caractère professionnel du postulant à l'entrée qui établit une sélection sur la base d'une transmission familiale des investissements.

rêts et de nouveaux apprentissages de comportements d'action qui nécessitent deux conditions.

1) Une ouverture de la profession sur son environnement qui ne s'opère pas sur le seul mode de la médiation par les administrations maritimes et le recours à son expertise technique. Cette ouverture peut se concrétiser par la participation active à des arènes de négociation qui se donnent pour objet des systèmes de gestion intégrée des milieux, des ressources naturelles ou encore la régulation des usages de l'espace et des ressources vivantes.

2) Un accroissement des rapports avec les nouveaux acteurs de l'action publique (des collectivités locales à l'Union Européenne) et l'acquisition d'un savoir faire, d'une culture politique et d'une plus grande représentation aux niveaux institutionnels locaux, et dans des instances de négociation-décision. Cette évolution implique une réorganisation et un re-positionnement de la profession ainsi qu'une capacité à produire sa propre expertise - tant sur la ressource ou le milieu que sur la définition des problèmes -, sur les solutions disponibles. Cette dernière condition renvoie à des pratiques de recherche différentes et à un positionnement différent de la recherche institutionnelle.

En conclusion, l'ensemble de ces évolutions fait apparaître des espaces fragmentés ayant des dynamiques propres mais qui se conjuguent aussi d'où des problèmes d'articulation et de coordination. En effet, tandis que l'espace d'exploitation se rétrécit (à la fois du fait de la raréfaction des gisements et de la concurrence spatiale d'autres activités), l'espace économique est au contraire en forte expansion débouchant sur la connexion de l'étang de Thau avec un système de flux méditerranéens (Italie, Espagne, Tunisie, mais aussi Portugal, Grèce, Turquie). Ce diagnostic permet de mettre en évidence la contradiction de certaines tendances et confirme l'origine spatiale des dysfonctionnements; en terme de contradiction des échelles fonctionnelles des différentes composantes du « système ou milieu » de la pêche à la palourde dans l'étang de Thau. En conséquence, on peut alors penser qu'une des conditions de l'amélioration de la gestion soit à rechercher dans la définition d'un espace de gestion qui permette d'articuler l'ensemble des logiques et des échelles de décision des autres espaces mis en œuvre par le système. En effet, la compatibilité des espaces, notamment entre le système productif et le système de gestion apparaît comme une condition centrale d'une gestion dite adaptative qui intègre le pluralisme des contraintes et

des arbitrages. Celle-ci nécessite l'application d'une approche systématique qui prenne en compte la pluralité des interactions et des facteurs agissant sur un système halieutique donné.

Cette analyse spatiale de la compatibilité des dynamiques met l'accent sur un problème méthodologique particulier : celui des transferts d'échelle et de la définition d'une unité de gestion pertinente assurant la pérennité, ou durabilité du système tant écologique que social. Par ailleurs l'analyse menée dans le cas de la pêcherie de palourdes de l'étang de Thau met en lumière l'importance d'une lecture dynamique de cette question des transferts d'échelles. En particulier l'identification des éléments de dynamique structurelle des systèmes ou d'histoire dite « immobile » pour reprendre une clé de lecture braudelienne de l'histoire (Braudel, 1969), paraissent un élément déterminant pour comprendre les difficultés d'articulation entre les composantes d'un système et par là les facteurs de crise.

Bibliographie

- ANONYME, 1999 —
Gestion d'une ressource naturelle exploitée. Cas de la palourde (*Ruditapes decussatus*) dans la lagune de Thau, 107 p. + annexes.
- BERTRAND J., CABOCHÉ C.,
CATANZANO J., REY H.,
TEMPIER E., 1994 —
Programme pilote
de gestion halieutique :
groupe de propositions
sur l'organisation de la gestion
des pêches dans le Golfe du Lion.
Rapport interne Ifremer
RIDRV94/ 19 RH Sète, 151 p.
- BRAUDEL F., 1969 —
Ecrits sur l'histoire,
Flammarion, 314 p.
- DOUMENGE F., 1959 —
L'exploitation des eaux de l'étang de
Thau. *Revue économie méridionale*,
7 (27) : 243-286.
- FAUVEL Y., 1985 —
L'étang de Thau : compétition dans
l'exploitation, une redite. *Doc Interne*
Ifremer - DRV/SDA, Juin 1985, 48 p.
- FERAL F., BERGER A., 1987 —
« Problématique de l'interventionnisme
de la puissance publique
dans le domaine des ressources
marines vivantes :
les secteurs du poisson bleu et de
l'aquaculture nouvelle
en Méditerranée ».
In Esteve R., Narvaez A., Ruiz G.
y Ruiz A. eds.
Acuicultura y economía, Sci.
Ministerio de Agricultura,
Pesca y Alimentación.
Universidad de Malaga
Departamento de economía
aplicada : 451-488.
- GIOVANNONI V., 1994 —
Les contraintes, l'aléatoire
et la ruse. Ethnologie

des techniques de la pêche dans l'étang de Thau.

Thèse d'Ethnologie.

Univ. de Provence publiée sous le titre : Les pêcheurs de l'étang de Thau : écologie humaine et ethnologie des techniques, L'Harmattan, Paris, 283 p.

GOURRET P., 1894 —
Provence des Pêcheurs,
ed. Serre, Paris, 230 p.

MAZOUNI N., 1995 —
Influence des élevages ostréicoles sur le fonctionnement d'un écosystème lagunaire méditerranéen. Étude in situ de l'influence des filtreurs (huîtres et épibiontes) sur les flux de matières particulaire et dissoute. Thèse de doctorat, univ. Aix-Marseille II, 168 p. et annexes.

MAZOUNI N., GAERTNER J-C.,
DESLOUS-PAOLI J-M., LANDREIN S.,
GERINGER D'OEDENBERG M., 1996 —
Nutrient and oxygen exchanges
at the water-sediment interface

in a shellfish farming lagoon (Thau, France). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 205 : 91-113.

MAZOUNI N., GAERTNER J-C.,
DESLOUS-PAOLI J-M., 1998 —
Influence of oyster culture on water column characteristics in a coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 373/374 : 149-156.

REY H., CATANZANO J.,
MESNIL B., BIAIS G., 1997 —
Système Halieutique. Un regard différent sur les pêches. Institut Océanographique Ed., Paris, 278 p.

SUDRY L., 1910 —
L'étang de Thau, essai de monographie océanographique. thesis, Nancy, 207 p.

VAQUER A., TROUSSELLIER M.,
COURTIES C., BIBENT B., 1997 —
Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau lagoon (northwest Mediterranean coast). *Limnology and Oceanography*, 41 (8) : 1821-1828.x

Appropriation et gestion des espaces piscicoles nigériens par les populations villageoises riveraines

Olivier Mikolasek
Zootechnicien

Malam Massou
Biologiste des pêches

Eliane Allagbada
Juriste

! L'appropriation de l'espace piscicole : une négociation permanente

Depuis ces dernières années, les populations riveraines, à travers des initiatives individuelles spontanées (Olivier de Sardan, 1997 ; Oswald *et al.*, 1998) ou collectives impulsées par l'État et des projets de développement, tendent à s'approprier les ressources piscicoles des mares et à en limiter l'accès aux pêcheurs allochtones. La négociation autour de l'appropriation de la ressource poisson procède le plus souvent d'une rencontre entre le pouvoir coutumier et les représentants de l'administration, qui revendiquent l'appartenance de ces nouveaux espaces piscicoles au domaine public de l'État.

Les termes négociés

La négociation autour de l'appropriation est influencée par un certain nombre de facteurs d'ordre physique, économique ou social.

La surface étendue et le caractère permanent de la mare rendent toute revendication de propriété difficile non seulement au niveau individuel mais aussi collectif. La négociation est souvent plus complexe dans la mesure où elle met en jeu plusieurs villages. L'intervention de l'État est alors plus facilement acceptée par les populations.

Les techniques d'empoisonnements (exceptionnels ou réguliers), de stockage de géniteurs (*Clarias*) ou d'aménagements physiques (acadjas, trous de captures, etc.) confèrent toujours à leurs auteurs des droits sur la ressource poisson vis-à-vis des tiers. Dans la même logique, les empoisonnements réalisés par l'État confortent vis-à-vis des riverains son « pouvoir » en matière de gestion de ces nouveaux espaces piscicoles.

Les taxes prélevées par les agents des Eaux et Forêts sont l'un des principaux enjeux de cette négociation. Elles sont fixées en fonction de l'importance de la ressource poisson qui fluctue suivant l'hydrologie des mares dépendante de la pluviométrie annuelle, mais aussi de la dynamique des nappes phréatiques quand elles existent. D'autres critères interviennent comme la valeur des produits piscicoles, mais surtout le montant de ces redevances plus ou moins officielles dépend des acteurs et des rapports de force en présence.

En effet, les agents des Eaux et Forêts installés dans les villages sont obligés de se soumettre aux règles du corps social dans lequel ils sont immergés. Perçus comme les représentants de l'État, ils sont contraints de négocier en son nom dans des conditions largement influencées par la qualité des relations humaines et leurs conditions de vie.

La situation est différente dans les villages proches des chefs-lieux d'arrondissement¹ où les services de l'État ne sont plus soumis à la contrainte des collectivités de base. Leur marge de négociation se révèle alors plus grande que dans le cas d'agents isolés. La négociation portera essentiellement sur la taxe piscicole.

¹ Jusqu'en 1999, le Niger était découpé administrativement en départements, arrondissements, cantons et villages. Aujourd'hui bien que les départements soient devenus des régions, la mise en place des nouvelles collectivités territoriales n'est pas encore effective.

La présence de pêcheurs professionnels issus le plus souvent du fleuve (nationaux) ou du Nigeria modifie les conditions de la négociation. Ceux-ci, dont la pêche représente leur principale activité, exploitent régulièrement les mares attenantes au fleuve et sur des périodes plus courtes que celles qui en sont éloignées.

Connus de l'administration et des populations riveraines, pour disposer de moyens financiers relativement importants, les pêcheurs professionnels s'acquittent plus facilement des taxes auprès de l'administration et des éventuels autres frais liés à l'exercice de leur activité. L'administration se servira de leur existence pour justifier le niveau de prélèvement exigé auprès des pêcheurs riverains. De même, les pouvoirs locaux « coutumiers », gestionnaires de la ressource poisson, feront appel à eux pour payer à l'administration des taxes dont le montant est jugé trop élevé. De telles situations ont été observées surtout dans les mares proches du fleuve Niger, quand les pêcheurs professionnels sont présents en grand nombre et organisés.

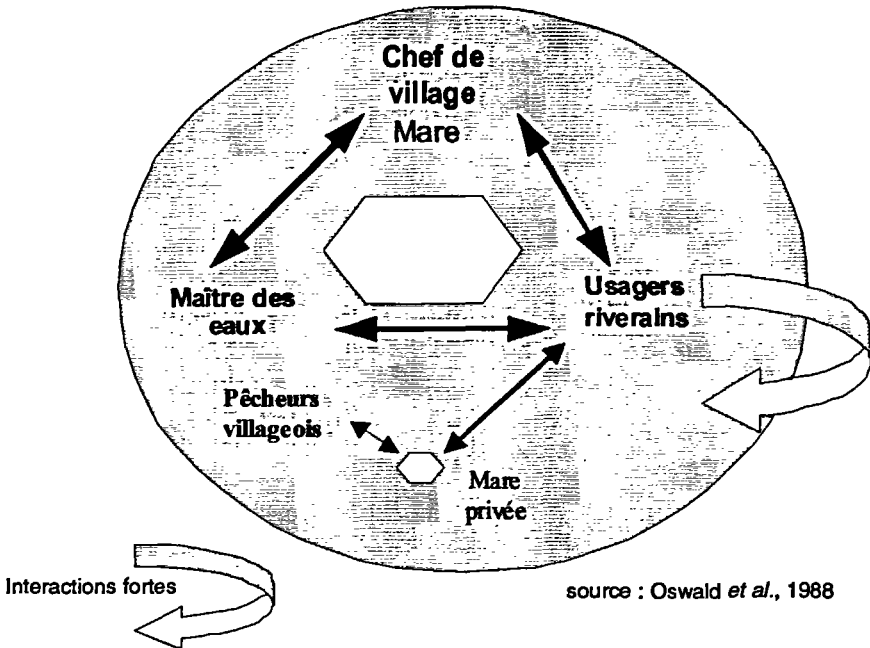
Dans tous les cas, en vertu du droit de libre circulation, les pêcheurs tendent à aller pêcher sur toutes les mares nouvellement empoissonnées. Ils partagent ainsi les mêmes intérêts objectifs que les agents des Eaux et Forêts pour lesquels ils représentent une source de prélèvements de taxes facile à contrôler.

Les trois niveaux de la négociation

La concertation de proximité (village) (fig. 1) regroupe les pêcheurs villageois (quand ils existent), les « ayants droit » et les autres usagers (population villageoise), elle s'organise autour du chef des villages, du maître des eaux² et des membres influents du village

² Même au niveau du fleuve Niger (république du Niger), les maîtres des eaux ont perdu depuis une quinzaine d'années une grande partie de leur autorité sur les pratiques de pêche probablement en raison du processus récent d'Islamisation et d'autres facteurs de rupture comme les sécheresses successives. Certains d'entre eux se sont même « reconvertis » en chef de village. Dans le cas des mares, la fonction n'existe pas ou est très récente.

parfois proches du chef. La concertation peut aboutir à l'octroi d'un usage exclusif à un agriculteur ou un pêcheur dans le cas où la mare appartiendrait à un propriétaire reconnu. Dans la plupart des cas, on assiste à un partage de la ressource poisson selon des fondements (« rapports de force ») et des règles en matière de gestion qui évoluent en permanence. Ces règles de gestion sont établies par les agro-pisciculteurs ou agro-pêcheurs du village, qui cherchent à la fois à assurer le renouvellement de la ressource et à se réserver la plus grande part des captures. Elles sont de nature variée : mise en défend partielle ou totale d'une mare, interdictions de certains engins, droit d'accès payant, droit héréditaire portant sur un aménagement physique (puits de stockage de géniteurs, trous de récolte, etc.). Les interactions entre les groupes familiaux riverains sont particulièrement fortes.

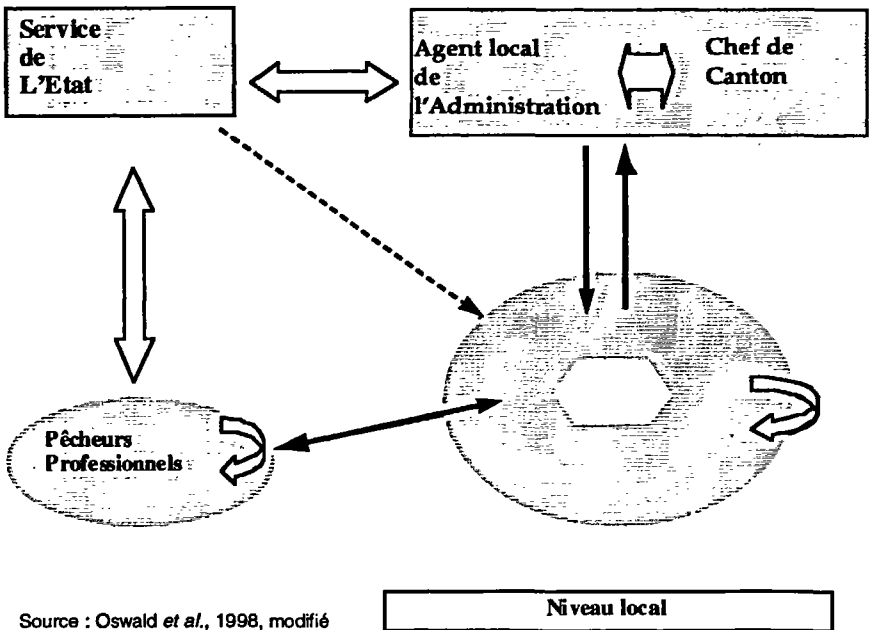


source : Oswald *et al.*, 1988

Figure 1
Concertation permanente de proximité.

Au niveau local (canton) (fig. 2), la négociation s'effectue entre l'échelon proximal et les autorités locales coutumières et administratives représentées par le chef de canton et l'agent des Eaux et Forêts. Le consensus se réalise autour de la taxation de la ressource poisson, mais fait parti d'un tout complexe (avantages en nature, facilités de vie dans le cas où l'agent administratif résiderait dans le village, etc.).

Dans ce dernier niveau « régional » (arrondissement) (fig. 2), les autorités « coutumières » négocient toujours directement avec les représentants des services de l'État, souvent éloignés. De nouveaux acteurs interviennent, les pêcheurs professionnels nationaux ou étrangers. Ceux-ci interviennent, en fonction des situations, au niveau des usagers riverains, des autorités locales et des services de l'État pour négocier l'accès à la ressource. Ils n'ont pas d'autre choix que de s'adapter ou de faire basculer les rapports de forces (règlement de taxes, dons, etc.) en leur faveur.



Source : Oswald *et al.*, 1998, modifié

Figure 2
Négociation au niveau local et « régional ».

■ Le fondement juridique de l'appropriation : point de vue du juriste

En conformité avec les nouvelles orientations politiques du Niger en matière de développement rural, de décentralisation, et de gestion des ressources naturelles, le soutien de ces dynamiques paysannes suppose que « l'exploitant » de la mare dans le cadre d'une négociation locale dispose d'une garantie juridique vis-à-vis des autorités compétentes. Qu'en est-il ?

La loi portant sur les principes d'orientation du Code rural (Oswald *et al.*, 1998) tout en consacrant la propriété selon le droit écrit, reconnaît également la propriété coutumière. Cette reconnaissance place d'emblée les mares sous l'autorité du chef du village considéré comme chef des terres. La détention du droit de pêche lui revient car c'est lui qui donne le droit de pêcher aux étrangers.

Les riverains appartenant au terroir villageois ont en principe un accès libre à l'eau, celle-ci demeurant un bien communautaire de même que le poisson. Mais, de fait, le partage de la ressource au sein du même terroir repose sur une dynamique interne d'appropriation d'une ressource perçue comme limitée. Les pêcheurs professionnels « étrangers » du terroir qu'ils soient des nationaux ou des Nigériens sont les premiers dont l'accès est strictement limité³ voir totalement interdit. Ces droits de gestion et d'exclusion sont la preuve de la reconnaissance de la propriété coutumière des mares par des tiers (Sandberg, 1993; Poncet *et al.*, 1996). Un foisonnement de règles de gestion traduit la difficulté d'un ou de plusieurs groupes de villageois très investis dans la pêche à restreindre l'ac-

³ Pour restreindre l'accès d'une mare semi-permanente qui s'assèche tous les ans, il suffit par exemple d'interdire l'utilisation des filets en toute saison, de disposer du droit de décréter la date d'autorisation de la pêche à la palangre et ainsi de se réserver les meilleurs emplacements,

cès de la mare aux autres « ayants droit » qu'ils soient allochtones ou autochtones au terroir. Ces règlements, bien qu'ils servent « les ambitions » de certains groupes, sont toujours établis au nom de l'intérêt de la communauté villageoise. Pour être acceptés par tous, ils doivent acquérir une certaine légitimité (Sandberg, 1993) qui repose souvent sur les efforts consentis et reconnus pour assurer la pérennité de la ressource (Kassibo *et al.*, 1994). Il s'agit, par exemple, de la conservation de géniteurs et de l'empoisonnement des mares.

La loi portant sur le régime de la pêche, adoptée en 1998⁴ attribuée à l'État le droit de pêche dans les eaux du domaine public. Le droit d'usage peut-être cédé par l'État, à titre individuel, à des particuliers. Mais cette loi confirme aussi les droits de pêche exercés conformément à la coutume du lieu par les usagers locaux. Le reste des dispositions de la loi et de celles du décret concerne la police de la pêche dont l'application demeure très discrète et souvent arbitraire. L'exploitation et la gestion de la ressource ne sont pas réglementées.

Dans le cas des mares, l'action des agents des Eaux et Forêts porte essentiellement sur le prélèvement des taxes, reconnaissant ainsi implicitement l'appropriation des espaces piscicoles par les riverains. Cependant en l'absence d'un cadre de gestion défini, certains agents des Eaux et Forêts organisent à leur convenance des contrôles inopinés qui porte en règle générale sur la conformité des engins utilisés. Dans ce contexte, les agents des Eaux et Forêts sont perçus comme un pouvoir supplémentaire à se concilier et sont intégrés dans les circuits tributaires (Baumann *et al.*, 1994).

D'adoption récente (1997), la loi portant sur la mise en valeur des ressources naturelles considère que « la mise en valeur des ressources fauniques et halieutiques consiste en toutes actions ou activités qui permettent à l'homme d'avoir accès à l'exploitation de ces ressources et de participer à leur protection ». L'article suivant précise que « la mise en valeur des ressources fauniques et halieutiques

⁴ Elle ne modifie pas véritablement la loi précédente, et les décrets d'applications ne sont pas encore en vigueur.

incombe essentiellement à l'État ». Mais le 2^e alinéa du même article poursuit en ajoutant que « toutefois sont confirmés les droits d'exploitation reconnus aux particuliers par les us et coutumes ». Ce texte n'apporte pas d'éléments nouveaux sur l'implication des populations riveraines dans la mise en valeur de la ressource poisson et leurs droits vis-à-vis de l'État.

Conclusion

En tout état de cause, il apparaît que les populations riveraines ont adopté des stratégies parallèles à celles des agents des Eaux et Forêts pour assurer la gestion de « leurs » espaces piscicoles. Ces stratégies reposent principalement sur l'empoissonnement des mares, leur surveillance et la mise en place de réglementations spécifiques, le prélèvement de taxes et plus largement la négociation. À terme, il apparaît difficile aux agents de terrain (Eaux et Forêts) de ne pas accompagner et encourager ces dynamiques.

Cependant, l'État du Niger, comme celui du Mali, « aura du mal à concilier les quatre affirmations de la libre circulation des pêcheurs, d'un droit de jouissance des eaux pour les riverains, de la nécessité de protéger les stocks, de la nécessité d'intensifier la production (Fay, 1989 b) ». L'application des orientations politiques de l'État nigérien nécessite une révision et une harmonisation des textes législatifs et réglementaires portant sur la mise en valeur des ressources naturelles et sur le régime de la pêche.

L'enjeu est bien d'établir un contrat social entre les membres d'une (de) communauté(s) villageoise(s) et l'État qui tend à satisfaire aux conditions suivantes : « assurer la pérennité ou un usage économique soutenable de la ressource ; éviter la misère sociale parmi les populations dépendantes des ressources ; être acceptée comme juste par l'ensemble de la société, y compris par ceux qu'elle exclut ; jouir d'une grande légitimité parmi les utilisateurs des ressources ; nécessiter un coût public de contrôle raisonnable (Sandberg, 1994) ».

Plus précisément, la prise en compte des dynamiques d'appropriation et de gestion des mares par les populations riveraines passe par

une clarification du cadre juridique de ces espaces piscicoles et du droit des exploitants vis-à-vis des autorités compétentes (collectivités territoriales ou représentants de l'État).

Mais la question est aussi de savoir comment soutenir sur le plan technique et organisationnel ces initiatives souvent individuelles qui se développent localement autour de systèmes piscicoles extensifs peu étudiés sur le plan biologique et dans le cadre de relations sociales complexes.

Toutes actions en vue d'accompagner l'appropriation et la gestion de ces espaces piscicoles supposent au préalable, au-delà de l'acquisition de certaines bases biologiques dans la perspective d'une amélioration des rendements, la réalisation sur le terrain d'enquêtes approfondies sur le système agraire et le contexte social (usages, pouvoirs et conflits). La socio-anthropologie sera d'un grand concours (Olivier de Sardan, 1998) pour approfondir la réflexion sur la perception de ces espaces piscicoles par les différents acteurs, et plus particulièrement par ceux qui représentent les groupes familiaux influents au sein des communautés villageoises riveraines.

Bibliographie

ANONYME, 1997 —
Schéma directeur de mise
en valeur et de gestion
des ressources en eau.
République du Niger/Ministère
de l'Hydraulique et de
l'Environnement, 143 p. + annexes

BAUMANN E., FAY C.,
KASSIBO B., 1994 —
« Système de pêche et stratégies
globales ». In Quensière (eds).
*La pêche dans le Delta Central du
Niger. Approche pluridisciplinaire d'un
système de production halieutique.*
IER-Orstom-Karthala, Vol. 1 : 81-97.

KASSIBO B., 1994 —
« Histoire du peuplement humain ».
In Quensière (eds). *La pêche*

dans le Delta Central du Niger.
*Approche pluridisciplinaire
d'un système de production
halieutique.* IER-Orstom-Karthala,
Vol. 1 : 81-97.

FAY C., 1989 b —
Systèmes halieutiques
et espaces de pouvoir :
transformation des droits
et des pratiques de pêche
dans le Delta Central du Niger (Mali),
1920-1980. *Cah. Sci. Hum.*,
25 (1-2) : 213-236.

OLIVIER DE SARDAN J.P., 1998 —
Anthropologie et développement,
*Essai en socio-anthropologie
du changement social.* APAD-
Karthala, 221 p.

OLVIER DE SARDAN J.P., 1997 —
Chefs et projets au village (Niger).
Bureau de Coordination
de la Coopération Suisse au Niger.
Rapport 26 p.

OSWALD M., MIKOLASEK O.,
KODAKO Y., 1998 —
*Projet de développement
de la pisciculture en milieu rural.*
République du Niger -
Ministère de l'Hydraulique
et de l'Environnement -
Direction de la Faune Pêche
et de la Pisciculture/Cirad-EMVT,
97 p. + annexes.

PONCET Y., Quensière J., 1996 —
« Analyse des organisations spatio-
temporelles, étapes essentielles
à la conception d'un SIG : l'exemple des
pêcheries artisanales du Delta Central
du Niger ». In Christophe C., Lardon S.
et P. Monestiez (eds). *Etude des
phénomènes spatiaux en agriculture.*
La Rochelle (France), 6-8 décembre
1995, Inra Les colloques 78 : 15-32.

SANDBERG A. , 1993 —
Gestion des ressources naturelles
et droits de propriété dans le grand
nord norvégien : éléments pour une
analyse comparative. *Natures-
Sciences-Sociétés*, 2 (4) : 323-333.

Hétérogénéité spatiale du système pêche et structuration d'un système d'information pour gérer la ressource

L'exemple du Vanuatu, archipel océanien

Espérance Cillaurren
Biologiste des pêches

Gilbert David
Géographe

Introduction

Les poissons démersaux profonds des archipels insulaires des Caraïbes, de l'Océanie et dans une moindre mesure de l'océan Indien font l'objet depuis la fin des années 1970 d'une exploitation artisanale à vocation commerciale. Les espèces cibles, qui appartiennent principalement aux familles des *Lutjanidae* et des *Serranidae*, sont appréciées des consommateurs en raison de leur aspect général, de leur goût, et de leur absence d'ichtyosarchotoxisme¹. Du fait de la croissance démographique et du développement du tourisme dans les îles, les

¹ Communément appelé ciguatera, l'ichtyosarchotoxisme est provoqué par une vingtaine de ciguatoxines, élaborées par une algue .../...

marchés locaux devraient encore s'accroître², et comme la demande augmente sur les marchés internationaux, notamment au Japon et aux États-Unis, l'exploitation de ces espèces profondes devrait logiquement s'étoffer et s'intensifier dans le futur.

Peu migratrice, cette ressource semble *a priori* facile d'accès. Elle est toutefois peu grégaire et fortement dispersée sur des pentes rocheuses parfois très accores (Parrish, 1987; Moffit, 1993). Sa capture, réalisée à l'aide de palangrotes, de palangres et de casiers profonds est donc difficile et coûteuse et reste fortement tributaire de l'expérience des pêcheurs. La structure géologique des archipels, qui induit la fragmentation géographique des zones de pêches et des terres émergées en de nombreux îlots et îles entre lesquels les réseaux de transport sont peu ou mal développés, constitue une autre contrainte, très puissante, à l'expansion et à l'intensification de la pêche démersale de profondeur. Le Pacifique insulaire, où depuis le début des années 1980 la Communauté du Pacifique (CP, anciennement Commission du Pacifique Sud ou CPS) tente de promouvoir auprès des pays de la région l'essor de cette pêcherie, offre un bon exemple de cette situation. Parmi les pays océaniques, le Vanuatu est un de ceux qui se sont le plus investis dans le développement de la pêche artisanale de poissons de profondeur (fig. 1).

.../... unicellulaire benthique, la *Gambierdiscus toxicus*, épiphyte d'algues macrophytes peuplant les récifs coralliens, notamment les formes ramifiées ou touffues (Taylor, 1985). L'ingestion de *G. toxicus* par les poissons brouteurs de corail entraîne un empoisonnement de leur chair et de leurs organes qui se transmet à leurs prédateurs. Par bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, les toxines initialement produites par la microalgue vont se concentrer pour atteindre chez certaines espèces de poissons, notamment leurs représentants les plus âgés, des taux susceptibles d'intoxiquer les consommateurs humains. Les ciguatoxines agissent principalement sur le système nerveux en modifiant la perméabilité cellulaire aux ions sodium, ce qui entraîne une dépolarisation de la fibre nerveuse qui se traduit par des symptômes digestifs, neurologiques, cardio-vasculaires et un état général de grande faiblesse. Dans les cas extrêmes, heureusement rares, l'ichtyosarcotoxisme provoque des paralysies, le coma et parfois la mort (Laurent *et al.*, 1993).

² D'autant que la consommation de ces espèces est encore très faible dans l'océan Indien où le développement halieutique s'est plutôt focalisé sur les espèces pélagiques, via la pose de dispositifs de concentration de poissons (Rey, 1998).

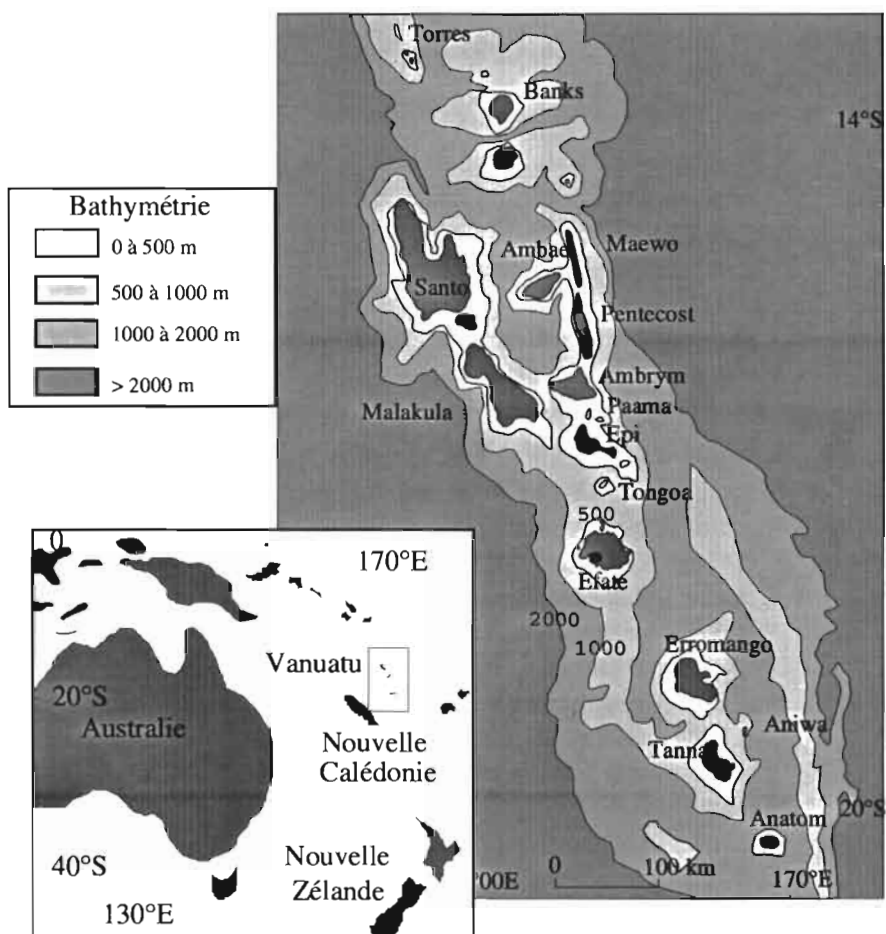


Figure 1
L'archipel du Vanuatu : contexte bathymétrique.

Lancé en 1982, le « Village Fishing Development Project » devait être une véritable « révolution bleue » permettant de développer l'économie marchande dans les îles et d'accroître la sécurité alimentaire, de freiner l'exode rural, de limiter les importations de viande et de poisson en conserve afin de réduire le déficit de la balance commerciale (David et Cillauren, 1992). Au total plus de 200 groupements de pêcheurs artisans ont été créés de 1982 à 1990, chacun disposant d'une

embarcation, soit une barque d'une longueur de 5 m, soit plus rarement d'un catamaran de 8,6 m de long, équipée de deux moteurs hors-bord, l'un de 25 CV, l'autre de 5 CV destiné à servir en cas de panne. Ce programme de développement de la pêche artisanale s'est mis en place dans un contexte marqué par une très mauvaise connaissance des ressources démersales profondes du Vanuatu, les seules informations disponibles résultant de 144 pêches exploratoires effectuées en 1978, 1980 et 1981 par la Commission du Pacifique Sud (Dalzell et Preston, 1992). C'est la raison pour laquelle le Gouvernement du Vanuatu a demandé à l'IRD de suivre cette pêcherie afin de déceler tout signe de surexploitation et de définir une prise maximale soutenue (PMS), ce paramètre étant alors considéré par tous les services des pêches de la région comme la clef d'une bonne gestion halieutique.

En 1983 et 1984, un inventaire des ressources exploitables et une première estimation de la prise maximale soutenue ont été réalisés (Brouard et Granperrin, 1984). Dès 1982, un réseau de collecte des données était également mis en place afin de suivre les activités de pêche et les débarquements. Au total, 119 des quelques 200 groupements de pêcheurs artisans créés ont été régulièrement suivis durant dix ans (Cillaurren et David, 1995). Il est vite apparu que l'hétérogénéité spatiale liée au contexte archipélagique constituait un paramètre essentiel du système pêche qui devait être prise en compte dans l'élaboration des systèmes de collecte et d'analyse des données.

■ L'hétérogénéité spatiale comme contrainte majeure pour la collecte des données

D'une manière générale, l'hétérogénéité d'un espace se définit comme l'absence d'homogénéité (Brunet *et al.*, 1992), notion qui selon Pumain et Saint-Julien (1997, p. 123) implique « l'idée de voisinage et celle de continuité : une aire homogène est une zone continue, perçue comme un tout, composée de parties non séparées ». Ces unités spatiales élémentaires doivent en outre répondre à deux condi-

tions : d'une part être de même nature, ce qui entraîne des similitudes de structure, de fonction et de répartition, d'autre part... « se ressembler plus entre elles qu'elles ne ressemblent à des unités appartenant à d'autres aires », sachant que « les références à la ressemblance et à l'homogénéité sont indissociables de l'échelon géographique d'observation » (Pumain et Saint-Julien, 1997, p. 124). Ainsi tout archipel se composant d'îles séparées par une étendue marine est par définition un espace discontinu, donc hétérogène. Empêchant ou ralentissant les échanges interinsulaire, la mer constitue un obstacle, un des cinq types de discontinuités spatiales identifiées par Gay (1995). Toute île haute est également un espace hétérogène, marquée d'une part par des discontinuités d'ordres topographique, morphologique, climatique et démographique entre le littoral, où se concentrent l'habitat et les activités économiques, et l'intérieur des terres, zone souvent escarpée, difficile d'accès, et d'autre part par une discontinuité climatique et édaphique entre une façade au vent, bien arrosée et un versant sous le vent, beaucoup plus sec (Cabaussel, 1984). Archipel composé d'une trentaine d'îles hautes d'une superficie égale ou supérieure à 1 km² (tableau 1), le Vanuatu présente donc une grande hétérogénéité spatiale. En matière de pêche, cette dernière se traduit de deux manières.

À terre, compte tenu de la petite taille de nombreuses îles, de leur relief et des finances réduites de l'État, qui sont une conséquence indirecte de l'insularité (David, 1997, 1998), le réseau routier est encore embryonnaire et se cantonne au littoral ; les routes transversales sont rares et les villages de l'intérieur ne sont accessibles que par des sentiers. Au total, si environ la moitié des villages du centre du pays sont traversés par une route carrossable ou se situent à proximité, plus de 65 % des villages du sud et du nord ne sont desservis que par des chemins piétonniers. Ce mauvais état des voies de communication a deux conséquences. D'une part, il n'incite guère la population à se regrouper : en 1979 près de deux tiers des villages du pays abritaient toujours moins de 50 personnes (anonyme, 1983). D'autre part, il rend inutile à l'échelle d'une île toute concentration des débarquements de la pêche artisanale en un ou deux ports, ceux-ci ne pouvant être reliés qu'à un nombre très réduit de foyers de consommation pour une vente ambulante de poissons frais ou réfrigérés. L'activité halieutique se pratique donc de manière diffuse tout au long du littoral et chaque territoire villageois

	Forme	Superficie (Km ²)	Indice côtier	Nombre
Îlots		< 5	> 2	3
Îles minuscules	Massive	5 - 20	0,6 - 1,6	4
	Découpée ou étirée	5 - 20	> 1,6	4
Très petites îles	Massive	20 - 40	0,6 - 1	3
	Découpée ou étirée	20 - 40	> 1	4
Petites îles	Massive	40 - 60	0,6 - 1	1
	Découpée ou étirée	40 - 60	> 0,8	2
Îles de taille moyenne	Massive	150 - 250	< 0,5	2
	Massive	250 - 500	< 0,3	1
Îles de moyenne à grande taille	Découpée ou étirée	250 - 500	> 0,3	4
	Massive	500 - 1 000	< 0,25	2
Îles de grande taille	Découpée ou étirée	500 - 1 000	> 0,25	2
	Découpée ou étirée	1 000 à 5 000	> 0,1	2
Petites terres insulaires	Découpée ou étirée	1 000 à 5 000	> 0,1	2
Total				34

I Tableau 1

Typologie des îles du Vanuatu
selon leur superficie et leur indice côtier.

abrite un ou plusieurs sites d'atterrage de pirogues : l'embarcation traditionnelle, qui en 1983 représentait encore plus des deux tiers de la flotte de pêche artisanale (David, 1999).

En mer, le caractère démersal de la ressource halieutique exploitée par la pêche artisanale induit également une grande hétérogénéité spatiale qui se décline selon deux discontinuités majeures. La première porte sur l'habitat des onze principales espèces cibles (essentiellement des genres *Etelis* et *Pristipomoides*), étroitement inféodé à la bathymétrie (Cillaurren *et al.*, 1998; Cillaurren et Simier, 1999). L'isobathe - 500 m marque la profondeur limite à laquelle ces espèces sont capturées et dessine un espace halieutique composé de huit ensembles distincts; seuls deux d'entre eux, les plus vastes, associent plusieurs îles (fig. 1). Les déplacements de la ressource entre ces huit zones sont très rares et, d'une manière générale, les décroissances de taille induite par la pêche observée dans une d'entre elles ne se répercutent pas aux autres; chacune de ces zones peut donc être considérée comme un isolat et les espèces exploitées qui le peuplent un stock unité. La seconde discontinuité résulte du rayon d'action réduit

(12 milles marins) des embarcations promues par le programme de développement de la pêche artisanale et du nombre réduit de villages qui ont bénéficié de ce programme (200 villages en 10 ans). Tout l'espace occupé par la ressource ne fait donc pas l'objet d'une exploitation halieutique : les zones éloignées de plus de 22 km d'un village où est implanté un groupement de pêche sont peu ou pas prospectées ; en revanche quelques rares zones, notamment à proximité de Port-Vila et de Luganville, les deux centres urbains du pays, sont régulièrement visitées par plusieurs groupements (tableau 2).

Échelle	Milieu terrestre	Conséquences sur le réseau de transport et sur la pêche	Milieu marin sur la pêche	Conséquences
Archipel	Mer : discontinuité spatiale entre les îles.	a) Économie dépend transports air et mer. b) Rupture de charge renchérit les coûts interinsulaires.	Profondeurs au-delà des 500 m : discontinuité entre des ensembles bathymétriques homogènes.	a) Stock unité de faible taille dans chaque ensemble bathymétrique. b) Sensibilité de la ressource à l'exploitation intensive.
Île	Double discontinuité a) Littoral intérieur des terres. b) Façade au vent, façade sous le vent	a) Routes se limitent au littoral, intérieur accessible à pied ; Vente ambulante de la pêche fraîche ou réfrigérée impossible à l'intérieur. b) Conditions de travail à la mer plus favorables sous le vent des îles.	Rayon d'action des embarcations et localisation des groupements de pêche : discontinuité entre l'espace halieutique et les zones d'abondance de la ressource non exploitée.	a) Surexploitation localisée aux zones exploitées par plusieurs groupements. b) Potentiel de développement halieutique dans les zones non pêchées à l'aide d'embarcations plus performantes.

Tableau 2
Caractérisation de l'hétérogénéité spatiale du Vanuatu selon 2 échelles.

Le système de collecte des données

La spatialisation de la donnée collectée

Deux unités spatiales de collecte des données ont été retenues :

- la zone de pêche pour les données halieutiques ;

- le territoire villageois, que par simplification nous appellerons « village », pour les données socio-économiques. Ce village est à la fois le siège des groupements de pêche artisanale³ et des lieux de débarquement de la pêche fraîche, l'archipel du Vanuatu n'abritant aucune criée, ni port de pêche d'importance. Cette production est ensuite vendue localement ou acheminée par route vers les aéroports puis par voie aérienne vers les marchés au poisson de Port-Vila et de Luganville.

Afin de faciliter la collecte de la donnée, il a été décidé de scinder l'archipel en 120 zones de pêche et d'en réaliser une cartographie pour chaque île. Ces cartes, remises aux pêcheurs, représentent non seulement un moyen d'orientation mais aussi une procédure de spatialisation de l'information collectée, les résultats de chaque sortie étant affectés à une zone. L'espace de pêche est circonscrit par les isobathes 100 et 500 m, qui marquent les limites de l'habitat de onze espèces commerciales les plus pêchées. C'est dans cet espace que les zones de pêche ont été découpées perpendiculairement au rivage. Leur taille (qui détermine leur nombre) résulte de la combinaison de paramètres physiques : la bathymétrie et la morphologie, l'objectif étant d'avoir la zone la plus homogène possible⁴, et de paramètres humains : d'une part l'absence ou la présence de village, d'autre part le rayon d'action des pêcheurs qui est fortement corrélé à la longueur du trait de côte de part et d'autres des points de débarquement. Ainsi, une zone ne possédant qu'un village est moins longue qu'une zone regroupant trois villages, elle-même plus petite qu'une zone située à l'écart de tout espace habité.

³ Compte tenu de leur taille réduite, aucun village n'abrite plus d'un groupement de pêche.

⁴ La morphologie des zones de pêche a été décrite par l'association de deux paramètres simples : la pente moyenne, mesurée par l'écartement des isobathes, on distingue ainsi des zones accores, peu accores et de pente douce, et la digitation des isobathes qui permet de distinguer les zones de falaises sous-marines « quasi » rectilignes de zones très indentées et des zones de pente douce. Cette digitation a été estimée par le rapport entre la longueur de l'isobathe 500 et la largeur de la zone, correspondant à la distance entre les isobathes 100 et 500.

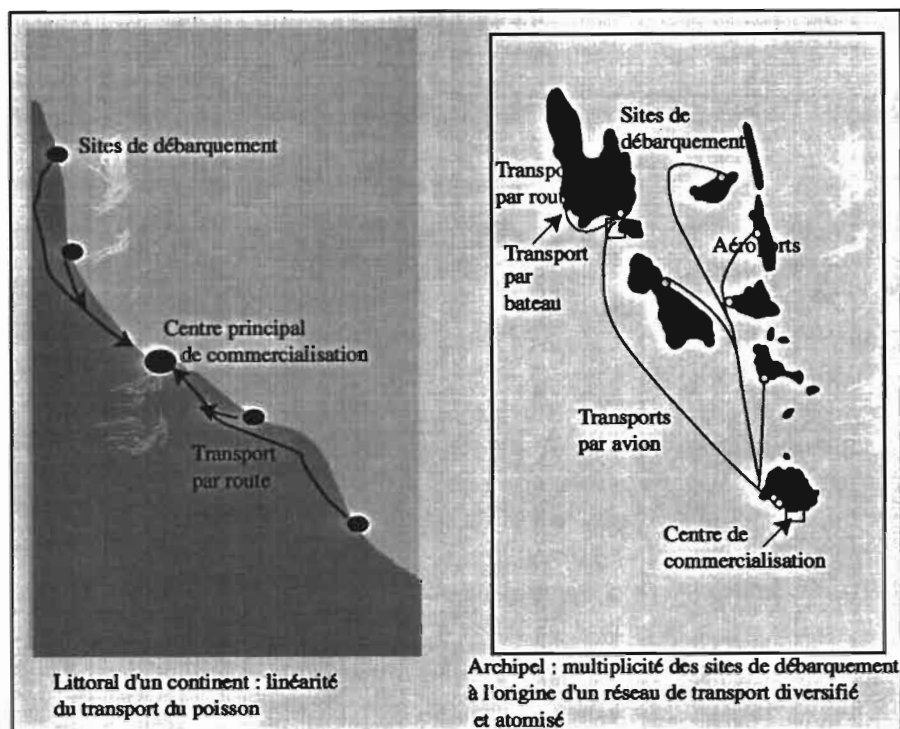
Ces choix expliquent que les superficies des zones de pêche peuvent varier d'un facteur 2 à 3 suivant leur longueur mais aussi leur largeur, qui décroît quand la déclivité de la pente augmente. Toutefois, la taille des zones est toujours suffisante pour que, les sorties étant journalières, les pêcheurs ne fréquentent qu'une zone et une seule à chaque sortie.

L'intégration des pêcheurs comme informateurs

La méthode « classique » d'étude de l'activité halieutique employée par l'IRD en Afrique de l'Ouest ou en Indonésie consiste soit à réaliser un suivi exhaustif des débarquements, soit à enquêter un échantillon jugé représentatif de l'ensemble de la population de pêcheurs. Les deux procédures sont parfaitement envisageables lorsque les sites de débarquement se succèdent sur un littoral aisément accessible par voie terrestre (fig. 2). L'espace de l'enquête halieutique se résume alors à un réseau unique de trajets linéaires effectués par un même vecteur de transport : généralement la voiture. En revanche, dans le cas d'un archipel comme le Vanuatu, les enquêteurs sont confrontés à une forte hétérogénéité spatiale qui se caractérise par l'extrême dispersion géographique des points de débarquement et par une connexité imparfaite du réseau de transport qui les relie⁵. L'espace de l'enquête halieutique se structure alors selon plusieurs réseaux de trajets, mettant en œuvre jusqu'à quatre modes de transports : aérien, routier, maritime, pédestre. Chaque changement de véhicule, et *a fortiori* de mode de transport, accroît considérablement le coût et le temps des déplacements.

Selon les années, le suivi exhaustif des débarquements aurait exigé de mobiliser en permanence 30 à 50 enquêteurs, ce qui représente une dépense annuelle de 720 000 FF, à raison d'un salaire mensuel équivalent à 1 200 FF par enquêteur local, somme dix fois supérieures au budget de fonctionnement dont disposait l'IRD pour la recherche halieutique au Vanuatu.

⁵ « La connexité d'un réseau indique s'il est possible à partir de n'importe quel nœud de rejoindre les autres nœuds » (Plassard, 1992, p. 537).



■ Figure 2

Les réseaux de transport entre les sites de débarquement : comparaison entre les littoraux des continents et des archipels.

La réalisation d'enquêtes occasionnelles d'après un plan d'échantillonnage n'aurait guère offert d'alternative pour la collecte des données halieutiques. La fréquence des sorties de pêche s'est en effet avérée être très irrégulière : certains groupements de pêche sont sortis tous les jours, d'autres 2 à 3 fois par mois, d'autres ont interrompu brutalement leur activité durant plusieurs semaines à la suite d'événements non prévisibles, extérieurs au système pêche. Un enquêteur aurait donc pu passer une dizaine de jours dans un village pour uniquement échantillonner un ou deux débarquements, à moins que sa présence n'ait décidé les pêcheurs à accroître la fréquence de leurs sorties avec, en définitive, la création d'un biais

important dans l'estimation de l'effort de pêche⁶. La semaine d'enquête revenant à un coût d'environ à 3 500-4 000 FF par personne, hors salaire, pour des résultats souvent très insuffisants, à ces enquêtes occasionnelles par échantillonnage ou au suivi exhaustif des débarquements, il a été préféré d'intégrer les pêcheurs comme informateurs de leurs propres activités, bien que cette pratique soit d'ordinaire peu répandue. Au Vanuatu, le contexte était des plus favorables. Les poissons de profondeur étant une ressource vierge de toute exploitation antérieure, aucune culture halieutique traditionnelle les concernant n'existait. Les pêcheurs se lançant dans cette nouvelle pêche à vocation commerciale étaient donc avides de toute connaissance nouvelle leur permettant d'accroître leur productivité, et ils ont rapidement assimilé les informations que leur fournissait le Service des pêches. Par ailleurs, vivant dans des milieux écologiquement fragiles (David, 1994 et 1998) les habitants du Vanuatu sont culturellement réfractaires à toute exploitation trop intensive des ressources et sont « naturellement » enclins à adopter le principe de précaution dans toute utilisation nouvelle du milieu. Les pêcheurs ont donc immédiatement perçu l'intérêt qu'ils avaient à informer les gestionnaires sur leur activité et sur leurs captures pour éviter la surexploitation des stocks.

Une collaboration fondée sur un échange réciproque d'information a donc pu être mise en place entre les pêcheurs et l'IRD, qui jusqu'en 1992 était chargé de la recherche halieutique au sein du Service des pêches du Vanuatu. Les premiers se sont engagés à remplir une fiche d'enquête à l'occasion de chaque sortie, sur laquelle ils indiquaient la zone prospectée, la durée de la pêche, leurs captures, et à mesurer toutes les prises appartenant aux espèces les plus communément commercialisées, objet de notre étude. De manière concomitante, ils notaient également pour le service des pêches leurs dépenses en car-

⁶ Il s'agit là d'une pratique fort commune mais elle revêt au Vanuatu un relief plus accentué qu'ailleurs du fait de la faible fréquence des sorties de pêche. Le biais induit par la présence de l'enquêteur dans l'estimation de l'effort de pêche est alors nettement plus élevé que dans les pays où les sorties sont habituellement fréquentes, que celles-ci fassent ou ne fassent pas l'objet d'enquêtes aux débarquements.

burant et le produit de leur vente. Ce travail a donné lieu de la part de l'IRD à une rémunération de 50 vatu (équivalent de 3FF) par fiche remplie, et de la part du Service des Pêches à une détaxe sur le carburant livré aux pêcheurs.

Au total, 119 groupements de pêche ont fourni des informations de 1983 à 1991, certains sur une courte période de quelques mois, d'autres pendant plusieurs années ; 10 632 sorties de pêche ont ainsi été recensées et 136 307 poissons ont été mesurés. Une somme globale de 104 000 FF a été consacrée à cette opération pendant dix ans dont 32 000 FF au titre de la rémunération des pêcheurs et 72 000 FF au titre des visites aux groupements de pêche, soit 8 000 FF par an pendant neuf années. Notons à titre de comparaison qu'une telle somme n'aurait permis de financer que deux enquêteurs pendant 13 semaines pour une production d'information nettement moindre que celle résultant de la collaboration avec les pêcheurs artisans ; cette dernière s'est donc avérée la forme de collecte de l'information la moins coûteuse dans le contexte spécifique d'un archipel tel que le Vanuatu.

Outre le financement des fiches d'enquête, la fourniture de planches de mesures, de cartes et d'instructions pour remplir les fiches, l'IRD s'est engagé auprès des pêcheurs à leur restituer les résultats des études. Cette restitution s'est faite sous six formes différentes, trois relèvent de la communication directe, les trois autres de la communication indirecte : l'information était d'abord adressée aux agents de vulgarisation du service des pêches qui ensuite en faisait part aux pêcheurs dont ils avaient la charge⁷.

⁷ Les trois formes directes de restitution ont été :

a) les discussions avec les pêcheurs lors des visites de terrain effectuées régulièrement par le technicien halieutique ou les chercheurs de la mission IRD de Port-Vila ;

b) un atelier national de travail qui en 1984 a réuni à Port-Vila les responsables de l'ensemble des groupements de pêche alors en activité ;

c) une lettre d'information trimestrielle, éditée de 1989 à 1992 en bichlamar, la langue véhiculaire du Vanuatu. Également distribuée dans les écoles des villages de pêcheurs et aux alentours, cette lettre était une première dans le Pacifique sud en matière de communication avec les communautés villageoises de pêcheurs. .../...

Une telle diversité de mode de communication n'est guère courante, elle s'explique par le souci de dialogue avec les pêcheurs, garant d'une bonne collecte des données, et à ce titre peut être considérée comme un produit de l'hétérogénéité spatiale du pays.

Les méthodes d'analyse

Unités spatiales et échelles d'analyse

D'une manière générale, la répartition spatiale des espèces démersales n'est ni uniforme, ni le résultat du simple hasard; elle se distribue en tâches d'inégales concentrations dont la forme et l'intensité, assimilable à l'abondance du stock, varie en fonction des paramètres déterminant l'écologie des espèces exploitées, notamment la bathymétrie, la morphologie sous-marine et la courantologie locale. La répartition spatiale de l'effort de pêche non plus n'est ni uniforme, ni le résultat du hasard. En raison du rayon d'action limité des embarcations, les sorties se concentrent au voisinage des villages de pêcheurs et les zones éloignées de plus de 12 milles sont rarement ou jamais prospectées. L'analyse des données doit donc être menée à l'échelle la plus grande possible⁸ pour prendre en compte cette hétérogénéité de l'espace qui est totalement gommée lorsque l'ensemble des données est agrégé en une base unique à l'échelle du pays.

... Les trois formes indirectes de restitution ont été :

- a) un atelier annuel de travail avec les agents de vulgarisation du Service des pêches ;
- b) les rapports techniques édités de 1982 à 1992 dans la collection « Notes et documents techniques de la Mission Orstom » de Port-Vila ;
- c) les notes édités de 1988 à 1992 dans la série « notes et documents techniques » de la cellule de recherche Orstom-Service des pêches du Vanuatu.

⁸ L'échelle géographique est un rapport entre une distance mesurée sur une carte et la distance réelle. Les phénomènes locaux s'observent donc à grande échelle (1/25 000 par exemple) et les phénomènes nationaux à petite échelle (1/500 000 par exemple).

La zone de pêche constitue donc l'unité d'analyse halieutique de base. La comparaison des 120 zones de pêche permet ainsi d'identifier les espaces halieutiques les moins pêchés ou les plus productifs du pays. Pour des analyses plus poussées, requérant un échantillon de données plus étoffé, trois autres unités spatiales d'analyse ont été utilisées : l'île, le groupe d'îles s'insérant dans un même ensemble bathymétrique, l'archipel (fig. 1 et 3). Ces quatre unités spatiales d'analyses s'emboîtent les unes dans les autres, chacune intéressant en priorité un acteur spécifique du système pêche. Ainsi ne raisonnant qu'à l'échelle de la localité, le pêcheur se polarisera-t-il sur sa ou ses zones de pêche quand les cabinets ministériels en charge de la politique publique des pêches et de l'agriculture ne raisonneront qu'à l'échelle de l'archipel, laissant aux gestionnaires ou administrateurs des pêches responsables du développement halieutique le soin de traduire et d'appliquer leurs directives à des unités spatiales plus petites. Les îles d'une même province administrative seront ainsi comparées entre elles pour estimer lesquelles présentent le potentiel de développement le plus grand, l'analyse descendant ensuite au niveau de l'île pour connaître les zones de pêche les plus productives et leur niveau d'exploitation.

À l'exception de la zone de pêche, les unités spatiales d'expression des résultats de l'analyse sont différentes des unités spatiales d'analyse. En règle générale, on passe des secondes aux premières en agrégeant les données collectées. Désagréger ces dernières est beaucoup plus rare ; c'est pourtant ce qui a été fait pour exprimer la prise maximale soutenue (PMS) à l'échelle de chaque île. Dans un premier temps, le potentiel d'exploitation a été estimé en agrégeant les données de prises et d'effort des 120 zones de pêche du pays en un jeu unique ; à ce stade l'archipel est donc l'unité spatiale d'analyse. Pour faciliter le travail des planificateurs du développement halieutique, une évaluation du potentiel de pêche et de l'effort soutenable a ensuite été donnée par île. Les biotopes profonds du Vanuatu étant jugés similaires à ceux d'Hawaii, à l'exemple de ce dernier archipel, la PMS a été estimée proportionnelle à la longueur de l'isobathe 200 m (Brouard et Grandperrin, 1984) ; la PMS globale obtenue sur l'archipel a donc été « désagrégée » par île selon une règle de proportionnalité correspondant à la longueur de l'isobathe 200 de l'île considérée rapportée à la longueur totale de cette isobathe dans l'archipel, l'île devenant ainsi l'unité spatiale d'expression de la PMS.

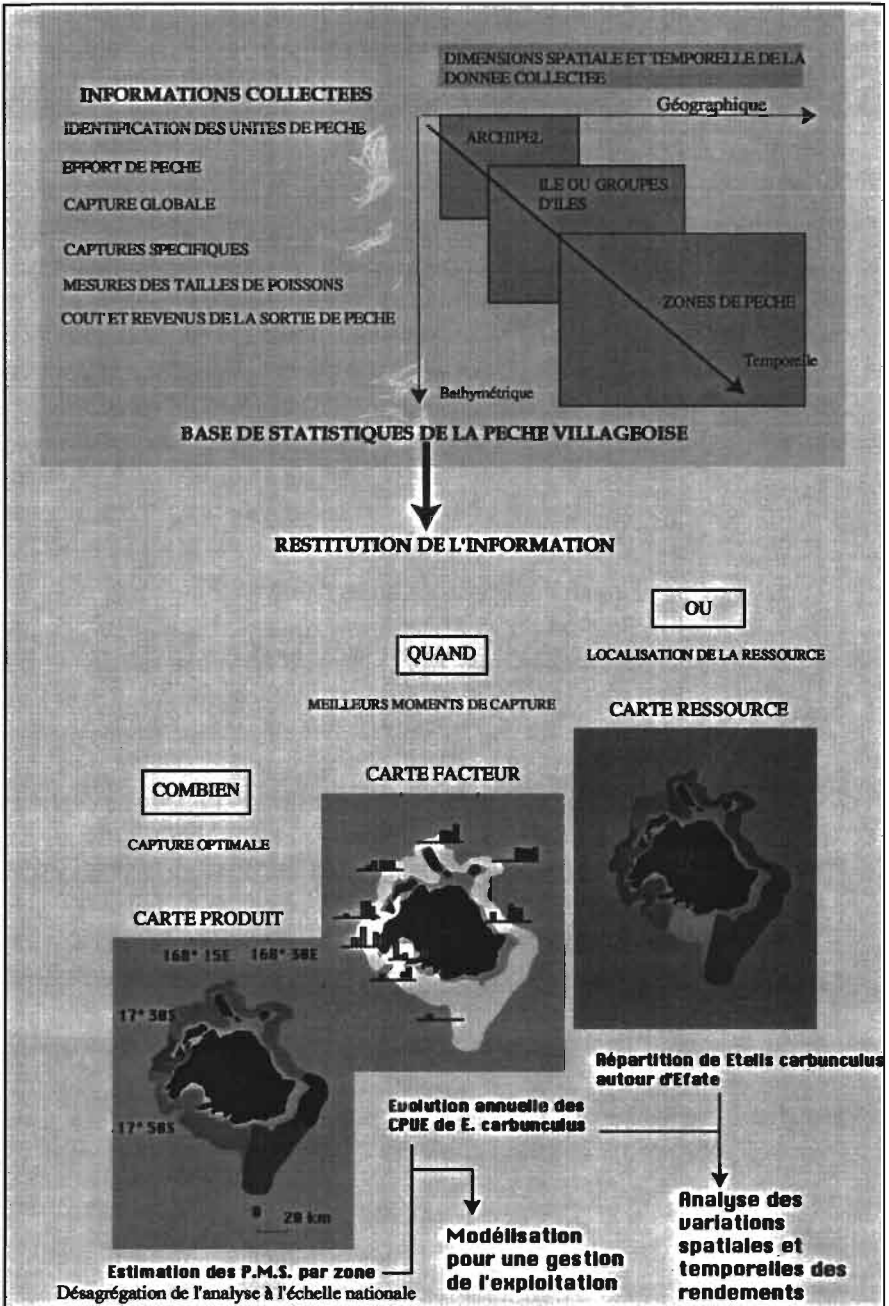


Figure 3
 Organisation de la donnée collectée selon les unités spatiales d'analyse et type de restitution cartographique.

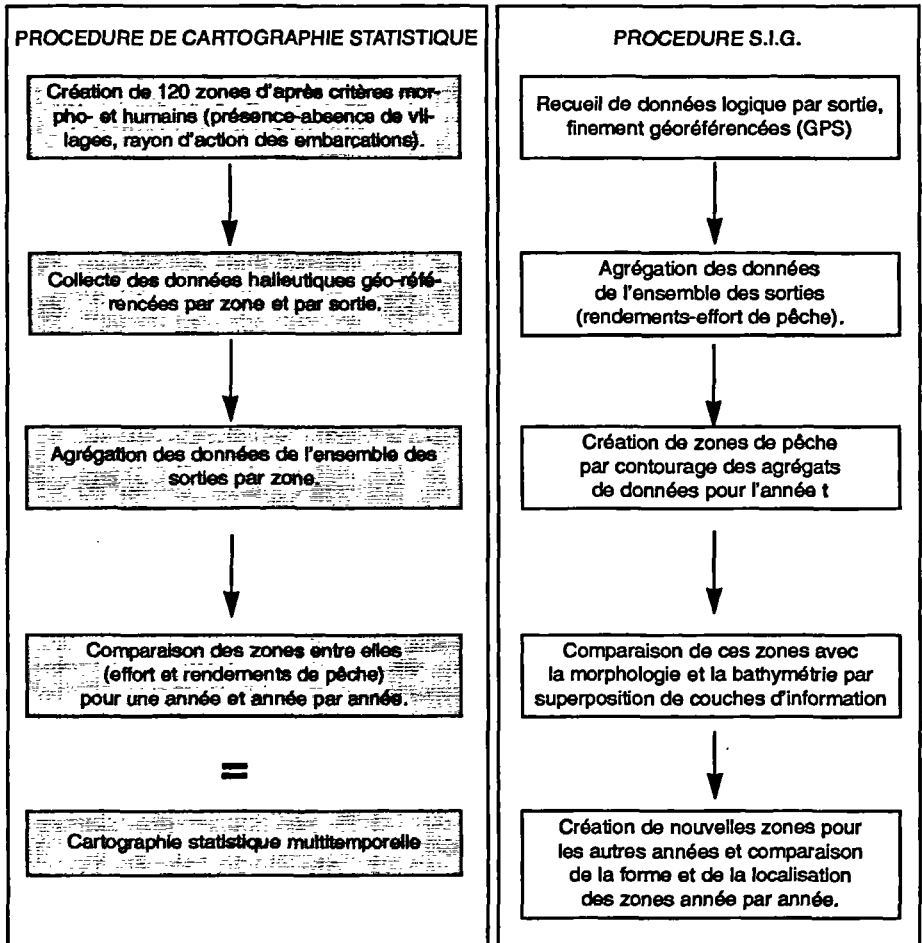
La représentation cartographique

La représentation sur des cartes de la ressource halieutique concerne principalement les espèces pélagiques migratrices comme les thonidés (Fonteneau, 1997). Rares sont les cartes qui font état de la répartition spatiale de l'abondance des ressources côtières. Avec la généralisation des systèmes d'information géographique, la situation est toutefois en train d'évoluer. La représentation cartographique mise en œuvre au Vanuatu ne relève pas du SIG proprement dit mais de la cartographie statistique. Dans la logique de la procédure SIG, les cartes produites se composent d'une succession d'espaces dont les formes sont un des objets essentiels de l'analyse. Dans la cartographie statistique au contraire, l'espace est déjà divisé en zones aux contours préétablis avant que toute analyse de données ne commence. La lecture de la carte se fait alors en comparant les valeurs attribuées à chaque zone (fig. 4)⁹.

À partir de la base de données collectées à Vanuatu, trois types de cartes ont été produits, conformément à la classification établie par Desfontaines et Lardon (1990) : la *carte ressource* fait état d'une activité de pêche ou de l'abondance du poisson dans un lieu et à un moment donné. Uniquement descriptive, elle est une simple présentation des faits dans leur réalité géographique, elle répond aux questions où se situe la ressource, où se distribue l'effort de pêche et représente la première étape de l'analyse cartographique (fig. 3). La *carte facteur* en constitue la seconde étape. Illustrant les variabilités spatiales et temporelles de l'effort de pêche et de l'abondance de la ressource, elle rend compte de la dynamique de ces deux paramètres. La *carte produit* est le résultat d'une modélisation et vise notamment à exprimer les potentialités de pêche.

D'une manière générale, la carte n'est pas obligatoire pour exprimer de tels résultats mais, du fait de sa simplicité de lecture et de l'iden-

⁹ Cette procédure est également celle utilisée pour l'analyse de la pêche thonière dont les données sont collectées et analysées par carrés de x^0 de latitude et longitude, généralement 5°.



I Figure 4

La partition de l'espace halieutique selon les logiques de la cartographie statistique ou du système d'information géographique appliquées à la pêche démersale profonde au Vanuatu.

tification aux lieux représentés à laquelle se livre le lecteur, elle en facilite grandement la compréhension, notamment auprès d'un public peu familier avec les formulations mathématiques. L'ensemble des cartes ressources, cartes facteurs et cartes produits se rapportant aux onze espèces de poissons profonds les plus couram-

ment pêchées au Vanuatu de 1982 à 1992 ont été réunies sous la forme d'un atlas, le premier qui soit consacré à la pêche côtière dans un archipel du monde intertropical (Cillaurren, 1999). L'adjonction de variables socio-économiques, notamment la localisation des foyers de consommation, le pouvoir d'achat des consommateurs, leur activité économique, leurs dépenses alimentaires et la couverture de leurs besoins protéiques, les réseaux de transport, la pêche d'autosubsistance et les revenus tirés de l'agriculture, a permis d'étoffer cet atlas en restituant la pêche démersale profonde dans l'ensemble du système pêche, marqué par une forte hétérogénéité spatiale (fig. 1 et 2). Outil de connaissance, cet atlas est également un outil de dialogue et de communication entre d'une part les scientifiques et les autres acteurs du système pêche (pêcheurs, agents de vulgarisation, gestionnaires des pêches, politiques) et d'autre part entre ces acteurs eux-mêmes. La réunion en un même ensemble aisément consultable, de 250 cartes présentant de manière analytique la majeure partie des éléments composant le système pêche puis intégrant plusieurs de ces éléments en des cartes de synthèse constitue également un précieux outil d'aide à la décision pour le développement halieutique futur du Vanuatu (Cillaurren *et al.*, 2000).

L'analyse spatialisée

L'observation de ces cartes ressources et facteurs a mis en lumière des variations spatiales et temporelles de l'effort de pêche et de la ressource. Pour les confirmer et en chercher les causes, il a été fait appel à l'analyse statistique exploratoire, qui présente l'avantage de conserver une représentation spatialisée des résultats de l'analyse. Les nouvelles versions développées à partir de l'analyse factorielle des correspondances sur un ensemble de plusieurs tableaux, telle Statis (Lavit *et al.*, 1994 ; Gaertner *et al.*, 1998) permettent d'étudier les structurations spatiales de l'effort de pêche et de la ressource ainsi que la stabilité temporelle de cette dernière.

Les modèles classiques de gestion halieutique n'intègrent pas l'hétérogénéité spatiale de la ressource. Cette réalité n'est prise en compte que depuis peu. Elle concerne principalement les espèces migratrices ou des cas particuliers comme les effets de la « densité-dépendance » pour les petites espèces pélagiques (Le Page, 1997).

L'application de modèles globaux aux données émanant de la pêche artisanale au Vanuatu n'a pas été concluante (Cillaurren et Simier, 1998). La raison avérée est la sous-exploitation évidente du stock. L'application des modèles analytiques, et plus précisément le modèle de prise par recrue de Beverton et Holt (1956), montre effectivement un stock largement sous exploité mais donne également des indications de fragilité dynamique vis-à-vis de l'exploitation. Les causes de cette fragilité sont à rechercher dans la structuration spatiale des habitats, étroitement inféodés à une classe de profondeur et à un ensemble restreint de lieux continus, que montre l'analyse statistique exploratoire. Il en résulte une réactivité très localisée de la ressource à l'effort de pêche (Cillaurren *et al.*, 1998; Cillaurren et Simier, 1999). Ainsi, une pression de pêche homogène en un lieu, mais ne tenant pas compte des profondeurs, entraînera des réponses très variables selon les espèces, celles-ci étant étroitement associées à une classe de profondeur précise. Symétriquement une pression de pêche homogène en profondeur, mais hétérogène dans l'espace, entraînera également des réponses très variables, l'abondance dépendant étroitement de l'histoire de l'exploitation en ce lieu donné et probablement également aussi des conditions hydrologiques locales liées notamment à la morphologie.

L'application de l'indicateur PMS, qui représente une référence clé pour les gestionnaires des pêches du Pacifique, ne suffit pas à rendre compte des risques de surexploitations localisées ou de variations temporelles brusques des rendements de pêche, même s'il est appliqué par le jeu du rapport des surfaces. Les outils de gestions doivent pouvoir s'enrichir des informations acquises sur l'environnement et plus précisément sur l'existence d'une structuration spatiale du milieu. Il paraît ainsi important de prendre en compte les discontinuités de l'espace, que celles-ci s'appliquent à l'effort de pêche ou à la répartition de la ressource. Peuvent ainsi être mis en évidence deux faits majeurs :

- a) la pêche se réalisera de manière plus efficace dans les zones abritées et dans une région où il sera plus aisé d'écouler la production ;
- b) Une ressource halieutique très localisée et inféodée à une bathymétrie précise pourra difficilement migrer à l'état adulte d'une île à l'autre à cause des chenaux profonds qui les séparent, et en cas d'exploitation intensive sa capacité de renouvellement s'en trouvera gravement affectée.

Cette réalité spatiale, que révèlent le traitement cartographique et l'analyse statistique exploratoire, peut également être prise en compte de manière dynamique dans un système multi-agents spatialisé, dans lequel les interactions « pêcheurs-poissons » seront simulées à partir des informations acquises par l'étude des variabilités spatio-temporelles de l'abondance de la ressource et de l'effort de pêche.

Conclusion

L'exemple du Vanuatu montre que dans un contexte aussi hétérogène d'un point de vue spatial qu'un archipel, ne pas prendre en compte cette hétérogénéité dans les études halieutiques revient à courir deux risques : d'une part élaborer des représentations erronées du système pêche et de la dynamique de l'exploitation halieutique, d'autre part présenter des recommandations peu opérationnelles en matière de gestion des pêcheries. Intégrer cette hétérogénéité dans la collecte des données de prises et d'effort de la pêche artisanale renchérit nettement le coût de fonctionnement d'un système de suivi de la pêche artisanale en milieu archipelagique comparé au littoral d'un continent. Disposant de moyens humains et financiers limités au Vanuatu, l'IRD a adopté une solution pragmatique en utilisant les pêcheurs comme informateurs de leur propre activité. La nécessité d'un dialogue suivi entre ces derniers et les chercheurs a conduit ceux-ci à structurer un système d'information pour gérer la ressource axé sur la cartographie. Le produit final est une synthèse cartographique du système pêche, publiée sous la forme d'un atlas qui, outil de dialogue et de connaissance pour l'ensemble des acteurs du système pêche, revêt également la dimension d'outil d'aide à la décision pour planifier le futur développement halieutique du pays. Cette démarche dégage de nouveaux champs de réflexion sur le rôle de la structuration spatiale dans la dynamique des pêcheries et conduit à considérer la pêche comme un objet spatial qui décrit l'interface entre les dynamiques de la ressource et l'activité des pêcheurs.

Bibliographie

- ANONYME, 1983 —
Rapport sur le recensement de la population 1979, vol.1 Tables de base, Port-Vila, Gouvernement du Vanuatu, Direction du Plan et de la Statistique, 470 p.
- BEVERTON R. J. H.,
HOLT S. J., 1996 —
On the dynamics of exploited fish populations. Chapman et Hall, *Fish and Fisheries Series*, 11, 533 p.
- BROUARD F.,
GRANDPERRIN R., 1984 —
Les poissons profonds de la pente récifale externe à Vanuatu. Orstom, Mission de Port-Vila, Notes et Documents d'Océanographie n° 11, 130 p.
- BRUNET R., FERRAS R.,
THÉRY, 1992 —
Les mots de la géographie, dictionnaire critique. Paris, Reclus-La Documentation française, Col. Dynamiques du territoire, 470 p.
- CABAUSSEL G., 1984 —
« Les mécanismes climatiques des îles intertropicales à travers l'exemple de l'archipel guadeloupéen. » *In Nature et hommes dans les îles tropicales : réflexions et exemples*. Bordeaux, CRET-CEGET, coll. Îles et archipels n° 3 : 25-50.
- CILLAURREN E., 1999 —
Outil de dialogue et de communication dans les pêches : l'atlas de Vanuatu et ses implications pour le développement. Insula : 29-33.
- CILLAURREN E., DAVID G., 1995 —
« Dynamique de l'exploitation d'une ressource halieutique vierge en économie insulaire peu monétarisée. » *In F. Laloë, H. Rey et J.L. Durand (ed.), Questions sur la dynamique de l'exploitation halieutique*. Table ronde
- Orstom/Ifremer, Montpellier, du 6 au 8 septembre 1993. Coll. Colloques et Séminaires Orstom éditions : 433-487.
- CILLAURREN E., SIMIER M., 1998 —
Deepwater fisheries in Vanuatu (Oceania) : are usual tools adequate for the management of small insular artisanal fisheries ? ICES. 16-19 sept. 1998, Cascais, 6 p. multigr.
- CILLAURREN E., SIMIER M., 1999 —
Spatial constraints in the management of deep demersal fisheries in Vanuatu. « Spatial Processes in Fisheries ». Alaska Sea Grant Symposium 27-30 October 1999, 10 p.
- CILLAURREN E., SIMIER M.,
BLANC L., 1998 —
Structuration spatiale de la ressource halieutique : exemple d'une pêcherie démersale à Vanuatu (Océanie). *Biométrie et halieutique*, Société Française de Biométrie : 93-105.
- CILLAURREN E., DAVID G.,
GRANDPERRIN R., 2000 —
Pêche et développement à Vanuatu : un bilan décennal, Paris, IRD (à paraître).
- DAVID G., 1994 —
« Traditional village fishing in fisheries development planning in Vanuatu ». *In J. Morrison, Geraghty, P. et L. Crowl (eds.), Science of Pacific island peoples*, Institute of Pacific studies, The University of the South Pacific, vol. 1, chap. 3 : 11-40.
- DAVID G., 1997 —
L'indépendance d'un micro-État : le pari du Vanuatu, *Revue Tiers-Monde*, tome XXXVIII - n° 149, janvier-mars 1997 : 121-138.
- DAVID G., 1998 —
« Vanuatu, independant country of the French-Speaking Pacific ». *In Jost, (C.) (ed.) The French-Speaking*

- Pacific : population, environment and development issues*. Boombana Publications, Australia : 11-48
- DAVID G., 1999 —
« La petite pêche villageoise à Vanuatu : bilan d'un recensement. »
In Blanchet, G. (ed.), *Les petites activités de pêche dans le Pacifique Sud*, Paris, IRD : 93-117.
- DAVID G., CILLAUREN E., 1992 —
National fisheries development policy for coastal waters, small scale village fishing and food self reliance in Vanuatu. *Man and Culture in Oceania*, 8 : 35-58.
- DALZELL P., PRESTON G. L., 1992 —
Deep reef slope fishery resources of the South Pacific, a summary and analysis of the dropeline fishing survey data generated by the activities of the SPC Fisheries Programme between 1974 and 1988. Noumea, South Pacific Commission, *Inshore fisheries Research project technical document n° 2*, 299 p.
- DESFONTAINES J.P., LARDON S., 1994 —
Itinéraires cartographiques et développement. Paris, Inra, 136 p.
- FONTENEAU A., 1997 —
Atlas des pêcheries thonières tropicales, captures mondiales et environnement. Paris, Orstom, 192 p.
- GAY J.C., 1995 —
Les discontinuités spatiales. Paris, *Economica*, coll. géopoche, 112 p.
- GAERTNER J.C., CHESEL D., BERTRAND J., 1998 —
Stability of spatial structures of demersal assemblages : a multivariate approach. *Aquatic Living Resources*, 11 (2) : 75-83.
- LAURENT D., BOURDY G., AMADE P., CABALION P., BOURRET D., 1993 —
La gratte ou ciguatera, ses remèdes traditionnels dans le Pacifique Sud. Paris, Orstom, coll. *Didactiques*, 152 p.
- LAVIT C., ESCOUFIER Y., TRAISSAC R., 1994 —
The ACT (Statis method). *Computational statistics and data analysis*, 18 : 97-119.
- LE PAGE C., 1997 —
Biologie des populations et simulations individus-centrées. Thèse de doctorat de l'université Paris 6, 151 p.
- MOFFIT 1993 —
« Deepwater demersal fish »
in Wright A. et Hill L. (eds.) *Nearshore marine resources of the South Pacific*. Honiara-Suva, Forum Fisheries Agency - Institute of Pacific Studies, chap. 4 : 73-95.
- PARRISH J.D., 1987 —
« The trophic biology of snappers and groupers »
in Polovina, J.J and Ralston, S. (eds.), *Tropical snappers and groupers : biology and fisheries management*, Boulder and London, Westview Press : 405-463.
- PLASSARD F., 1992 —
« Les réseaux de transport et de communication »
in Bailly, A., Ferras, R et Pumain, D. (eds.), *Encyclopédie de la Géographie*, Paris, Economica : 533-556.
- PUMAIN D., SAINT-JULEN T., 1997 —
L'analyse spatiale, t1 Localisations dans l'espace. Paris, A. Colin, Coll. Cursus, sér. Géographie, 167 p.
- REY H., 1998 —
« Dispositifs de concentration de poissons (DCP) dans les pays de la Commission de l'océan Indien (C.O.I.) : innovation ou révolution dans les pratiques de pêche. »
In Cayré P. et Le Gall J.Y. (eds), *Le Thon, enjeux et stratégies pour l'Océan Indien*, Paris, Orstom Ed., coll. Colloques et Séminaires : 313-334.
- TAYLOR F.G.R., 1985 —
Distribution of the dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* in the eastern caribbean. *Proceedings of the fifth international coral reef congress*, Tahiti, vol. 4 : 424-428.

Le système halieutique du delta central (Mali)

Structurations de l'espace et cohérence
des articulations fonctionnelles

Yveline Poncet
Géographe

I Introduction

Ce qu'on appelle globalement la gestion de la pêche n'est pas seulement celle de rapports quantitatifs entre prélèvements et renouvellement, c'est aussi et en même temps celle des sociétés de pêcheurs et celle des activités associées, notamment pour les chercheurs en sciences sociales qui s'intéressent à l'halieutique. L'approche sociale qui est faite ici peut être transcrite et analysée en objets spatiaux puisque les sociétés et les individus occupent, fréquentent, gèrent et font usage d'espaces. Ces usages peuvent être matérialisés sous forme de territoires, réseaux, dimensions; d'organisations topologiques; de règles d'accès, de frontières, de concurrences... Dans le domaine des pêches continentales - et notamment des pêches en milieu fluvial et palustre - les organisations spatiales humaines (habitat des pêcheurs, lieux de capture, transports fluviaux, circonscriptions administratives et politiques...) se superposent aux organisations spatiales de la ressource, que la ressource soit l'eau et les poissons ou l'hydrosystème bio-physique dans son ensemble. L'organisation de l'espace halieutique semble alors s'apparenter à celle de l'espace agraire, auquel il se superpose d'ailleurs parfois : les paysages, les communications, les sites d'habitat jalonnent l'espace de la production halieutique, lui-même défini par l'organisation spatiale des systèmes écologiques. Ces organisations spatiales ne sont donc pas simples.

Notre propos est de montrer la complexité des organisations spatiales halieutiques dans le delta central du Niger au Mali, leurs emboîtements et leurs juxtapositions. Il se trouve que la combinaison de mesures réglementaires maladroites et de vingt années de déficit hydrométrique a rendu ce système de production plus difficile à gérer dans l'harmonie, aussi bien par les pouvoirs publics que par les communautés de producteurs (Quensière *et al.*, 1994). La question « à quelles échelles gérer la pêche » y est donc à la fois pertinente et difficile à résoudre, puisqu'on identifie ici huit niveaux de gestion, qui se raccordent plus ou moins efficacement entre eux. En effet, l'un des problèmes spatiaux du secteur pêche dans le delta central du Niger (comme en bien d'autres systèmes de production) n'est pas seulement de gérer un niveau d'organisation, ou plusieurs niveaux d'organisation, mais de gérer aussi les relations entre niveaux différents. C'est un problème que les acteurs des décentralisations connaissent bien; on peut le rapprocher de celui du rapport entre *le global* et *le local*. On va voir qu'ici, le sujet ne se laisse pas réduire à la binarité.

Le delta central du Niger est une région naturelle qui tire sa productivité biotique (poissons, herbages, fertilité du sol) d'un système d'inondation saisonnier de grande dimension (environ 36 000 km²), et de gradients climatiques, topographiques et hydrographiques entre le sud (l'amont) et le nord (l'aval). On peut le décrire schématiquement comme un *hydrosystème orienté, ouvert et très fortement temporalisé*. Il est occupé par un million d'habitants environ, dont un tiers vit de la pêche, directement et indirectement (Quensière, éd. sci., 1994). La plupart des habitants revendiquent une très ancienne installation sur les lieux (de l'ordre de quatre à cinq cents ans, avec des références archéologiques plus anciennes encore) et des valeurs socio-culturelles très fortes : les hiérarchies sont liées aux *fondations* (des installations et des alliances socio-politiques) et à *l'histoire* des communautés de producteurs et des lignages (Fay, 1989). De la continuité historique et des événements politiques découlent des *territorialisations*. Les territoires ont un sens social très précis et une matérialisation géographique flexible et mouvante : en effet, ils sont étroitement liés aux « espaces de l'eau » et aux « espaces des poissons », espaces fluctuants selon les conditions climatiques, hydrologiques, biotiques.

Les espaces de la production ont été décrits ailleurs (Daget, 1946; Gallais, 1967; Fay, 1989 et suiv.; Quensière, éd. sci. 1994; Poncet et Quensière, 1996) : c'est à l'articulation des multiples organisa-

tions spatiales que nous allons consacrer la description qui suit, en commençant par celles qui couvrent les plus vastes espaces. Les tableaux 1 et 2 en sont un résumé.

■ Une gestion inter-États de l'eau

Le delta central du Niger appartient au bassin du Niger, qui couvre neuf États dont quatre sont directement concernés par le tronç principal. Ces états sont regroupés au sein de plusieurs organismes de gestion de leurs ressources et de leurs activités communes.

Niveaux spatiaux de la gestion de la pêche	Type de gestion	Objectifs	Quelle gestion de l'espace halieutique ?	Compétence en milieu naturel correspondant au secteur halieutique
<u>Inter-États (1)</u>	moderne	réglementation sur l'eau	aucune	non
<u>National</u>	moderne	réglementation sur l'eau et la pêche	totale, mais théorique	non
Région naturelle	traditionnelle	production, innovation, préservation de la ressource, paix sociale	disparue	oui (traditionnelle, non scientifique)
<u>Régions territoriales</u>	moderne	développement d'un secteur non prioritaire	faible, partielle, irrégulière	oui (scientifique)
<u>Communes rurales</u>	moderne	? (pas encore réellement fonctionnelles)	?	?
Communautés multivillageoises	traditionnelle	production, préservation de la ressource, paix sociale	intense, efficace, renseignée, souvent conflictuelle	oui (traditionnelle, non scientifiquement exprimée)
Communautés villageoises	traditionnelle	production, développement villageois, innovation	intense, efficace, renseignée, quelquefois conflictuelle	oui (traditionnelle, non scientifiquement exprimée)
Lieux de capture	traditionnelle	production, développement villageois, innovation	intense, efficace, renseignée, quelquefois conflictuelle	oui (traditionnelle, non scientifiquement exprimée)

■ Tableau 1
Niveaux spatiaux de la gestion de la pêche.

	Inter-Etats	National	Région naturelle	Régions territoriales	Communes rurales	Communautés Inter-villageoises	Communautés villageoises	Lieux de capture
Inter-Etats								
National	Forte, structurelle							
Région naturelle	Nulle	Très faible						
Régions territoriales	Nulle	Forte, structurelle	Faible					
Communes rurales	Nulle	Forte, structurelle	Faible	Forte, structurelle				
Communautés multi villageoises	Nulle	Nulle	Forte, mêmes « décideurs »	Faible	Faible			
Communautés villageoises	Nulle	Forte, structurelle	Affaiblie	Forte, s'affaiblit ?	Forte, structurelle	Forte, historique et sociale		
Lieux de capture	Très indirecte	Nulle	Forte, « écologique »	Nulle	?	Forte, historique et sociale	Forte, historique et sociale	

I Tableau 2
Cohérence entre les niveaux.

À ce *niveau international*, ce n'est pas l'activité économique et sociale de pêche qui est gérée, mais plutôt son moteur naturel : l'eau, ainsi que l'une des conséquences du système spatio-temporel : les déplacements des pêcheurs. Il existe bien des activités transnationales liées à la pêche, telles que le transport et le commerce du poisson et des engins de pêche, mais elles ne sont pas gérées au niveau international en tant que telles, même entre États voisins du bassin du Niger. Il existe bien, en revanche, une gestion internationale de l'eau dans le bassin du fleuve Niger, concernant les risques de pollution (chimique, mais surtout bactérienne) venant de l'amont et le soutient des débits d'étiage en aval, dont les actions sont fréquemment contraires aux actions de capture du poisson dans le système deltaïque : les lâchers d'eau du barrage de Sélingué, situé dans le haut bassin du fleuve, augmentent le volume d'eau et dispersent le poisson ; ils sont l'exemple fréquemment cité par les pêcheurs de diminution de la vulnérabilité à la capture.

■ Une gestion nationale encore très centrale

Au *niveau national*, l'État malien, toujours très centralisateur malgré les réformes, le parlement et la décentralisation politique, détient ce qu'on pourrait appeler « les règles du jeu spatial » par l'intermédiaire des législations foncières, des codes sur l'exploitation des ressources naturelles, de l'administration des eaux et des forêts. L'ensemble des pêcheries maliennes est géré par le code de la pêche, très inspiré de son homologue français. Mais plus spécifiquement, alors que les terres et les pâtures sont restituées aux agriculteurs et aux éleveurs par le principe de décentralisation (année 1992 et suivantes), les eaux et les poissons du territoire national restent propriété de l'État malien (nationalisation de 1962). Les règles locales issues de l'histoire et des hiérarchies sociales concernant les lieux et les conditions de capture du poisson ne sont donc pas réellement reconnues *de jure* bien que, depuis 1994, elles le soient (plus ou moins ?) *de facto*. L'orientation nationale vis-à-vis de la pêche est fortement imprégnée d'un confor-

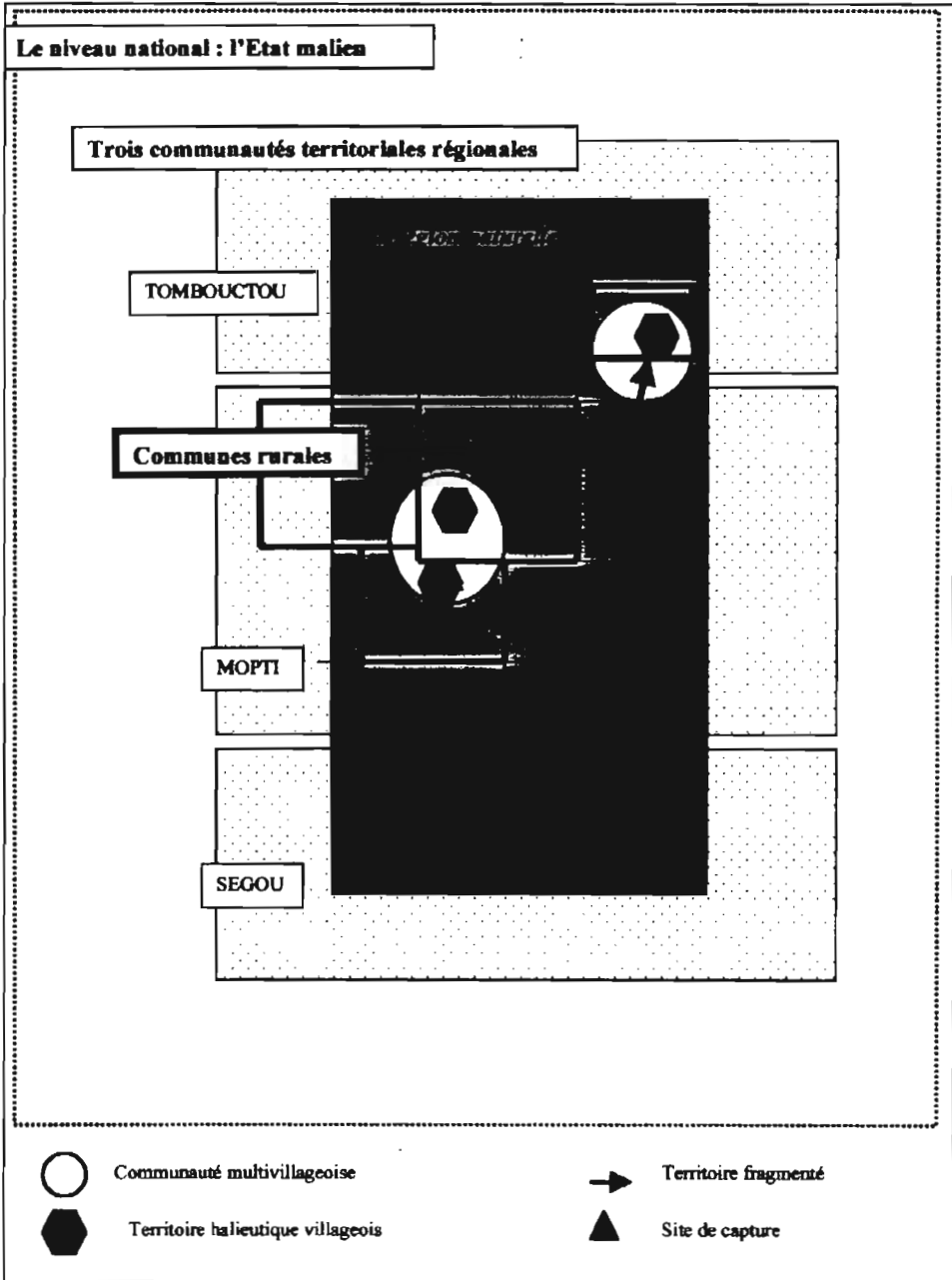


Figure 1
Schéma de la structure spatiale de la pêche dans le delta central.

misme à une pensée « nord-occidentale » datant des années soixante-dix, et qui met en avant les craintes de surexploitation et de non renouvellement naturel de la ressource. L'État malien se préoccupe certes de la gestion de l'eau et en particulier de celle de ses deux grands bassins fluviaux (Niger et Sénégal), mais il a accordé plus d'attention et de confiance à leur potentiel hydro-énergétique et d'irrigation qu'à leur potentiel halieutique et à la capacité productrice des paysans-pêcheurs. Considérés comme « ignorants et gaspilleurs », ces derniers ont été contraints par des règles drastiques... que l'État n'avait pas les moyens de faire respecter (Quensière *et al.*, 1994 : 418 et suiv.).

I Deux niveaux de gestion régionale

Au niveau infra-national, il existe plusieurs niveaux de gestions de la pêche qui ne sont pas encore locaux : d'une part, la région naturelle inondable, dont la gestion traditionnelle a presque disparu aujourd'hui et dont l'intérêt est mis en évidence par la recherche scientifique ; d'autre part les *Régions Administratives* (relayées par les *Cercles*, qui en sont une partition que nous ne détaillerons pas ici).

La région naturelle

La région naturelle deltaïque, définie entre Ké-Macina et Tombouctou par l'inondation saisonnière (fig. 2), est perçue comme telle par les pêcheurs, qui ont organisé (plutôt dans le passé que dans l'actuel) les aspects sociaux de la production liés aux flux hydrique et biotique : l'eau et les poissons circulent selon des règles naturelles qui étaient connues (au moins par certains membres de la société), et l'organisation spatiale des captures en tenait compte. La région naturelle, soumise à l'inondation saisonnière c'est-à-dire au flux et au reflux de l'eau et des poissons, était connue dans son ensemble et exploitée, précisément, pour ses qualités différenciées (milieux inégalement favorables à la reproduction du poisson puis à la capture, gradients temporels,

différenciations socio-territoriales¹...). C'est actuellement l'espace de la prévision paysanne : à partir des informations sur la montée de l'eau dans tels sites de l'amont, les pêcheurs et les riziculteurs déduisent quelle sera la qualité de la crue² dans leurs espaces de production. En revanche, la région naturelle n'est reconnue comme espace fonctionnel par aucune structure administrative et politique, ancienne ou moderne. Elle n'est gérée en tant que telle par aucune organisation moderne. Les instances scientifiques semblent bien être les seules à la reconnaître comme espace fonctionnel d'une production biotique exceptionnellement élevée, et dont il convient de conserver les caractères productifs.

Les régions administratives

L'espace naturel deltaïque est partagé en trois régions administratives, qui débordent largement sur ses bordures sèches et incluent des systèmes d'exploitation qui n'ont aucun rapport avec l'hydro-système et avec la pêche. Ce découpage est directement issu de l'histoire politique des XVII^e, XVIII^e et XIX^e siècles, fondée sur l'intégration territoriale effectuée par les ordres pastoraux entre les pâturages de l'aire inondable et les pâturages de ses pourtours. La colonisation française, puis l'État malien, ont repris la structure fonctionnelle pastorale sans beaucoup la modifier ; ensuite, les organismes régionaux de développement des années soixante-dix et quatre-vingt l'ont confortée. La décentralisation a érigé les régions administratives en communautés territoriales pourvues de structures démocratiques, mais les pêcheurs n'y sont jamais majoritaires. Dans ces trois Régions distinctes, les dynamiques économiques et

¹ Au début du siècle, les communautés de pêcheurs de la partie amont du delta envoyaient les jeunes expérimenter les engins non admis et les pratiques nouvelles dans les secteurs de l'aval où les emprises sociales et foncières étaient considérées comme moins fortes, inexistantes ou non légitimes...

² Vitesse de montée des eaux, hauteur et durée de l'inondation maximale, vitesse de descente des eaux.

socio-politiques sont notablement différentes. C'est la région « centrale », celle de Mopti, qui accorde le plus d'attention à la pêche ; c'est aussi celle où les pêcheurs sont les plus nombreux pendant les périodes les plus longues.

■ Trois niveaux de gestion locale

Les communes rurales

Les communes rurales sont une création politique et administrative très récente (1994 et années suivantes) de l'État malien démocratique. Leur découpage géographique est cependant plus ou moins directement issu des alliances historiques de la Diina (ou empire peul du Macina, 1818-1863) ou du *Fuuta* (l'empire *toucouleur* qui lui a succédé, 1863-1893), que la colonisation française avait repris sous le nom de *cantons* et le Mali indépendant sous le nom d'arrondissements. Certaines d'entre elles ont donc un fondement historique plus ou moins explicite³, ce qui leur donne une double légitimité socio-politique : continuité et modernité. L'hydrosystème naturel est concerné par quarante-quatre communes rurales, dont beaucoup débordent sur ses voisinages non inondables. Il est actuellement difficile d'évaluer la fonctionnalité réelle des communes rurales, notamment pour la gestion de leur secteur halieutique : les pêcheurs n'y sont que très rarement majoritaires, mais il est prévu que des commissions spécialisées conseillent les décideurs communaux.

Les communautés multi-villageoises

Les travaux scientifiques finalisés menés sur la pêche dans le delta en vue d'identifier des unités de gestion adéquates (Institut d'économie

³ Récemment remis en valeur par leurs noms, par exemple : on a repris les noms des anciennes principautés précoloniales.

rurale malien et Orstom, 1995-1997⁴, non publiés) ont mis en évidence des « espaces fonctionnels de la pêche » constitués de plusieurs communautés de pêcheurs (plusieurs villages et leurs territoires halieutiques), liées entre elles. Les territoires de ces communautés sont disposés à la suite les uns des autres dans un même sous-système hydrographique (une plaine et ses chenaux d'alimentation, un grand chenal et ses aires de débordement, un lac permanent...). Ils ne sont pas toujours connexes et ils sont parfois superposés en partie. Ces « espaces fonctionnels » semblent avoir une réalité écologique : on a formulé l'hypothèse qu'ils contiennent tous les éléments nécessaires à la reproduction et à la croissance du poisson (frayères, axes de déplacement, nourrices, secteurs en eau de façon permanente). Ils ont aussi une forte réalité sociale : plusieurs communautés (plusieurs villages) sont associées pour l'exploitation de la ressource poissons de cet espace écologique « complet ». *Associées* implique ici des relations très fortes : règles communes pour l'exploitation (lieux, périodes, engins), pour l'accueil des ayants droit et pour les moyens de faire obéir les règles ; transmission des accès au sein du même espace commun, via des stratégies matrimoniales d'échange des épouses entre les villages (Pamanta, 1996) ; droits d'accès de tous les pêcheurs de la communauté à des ressources mises en commun dans des limites précisément définies.

Ces communautés sont plus petites que la plupart des communes rurales et elles ne présentent pas du tout le même découpage. Elles sont variables dans leur contenu : des alliances nouvelles ont pu survenir entre villages, notamment en période d'insécurité ou de mutations politiques profondes (les périodes de la *Diina* et du *Fuuta* sont fréquemment citées, mais aussi l'avant-guerre de 1914, début de la colonisation française). Il semble que la période actuelle soit plutôt stable : on connaît l'exemple d'une communauté restée solide en dépit de querelles graves entre deux villages et de l'irruption d'un village extérieur comme « arbitre » (fortement intéressé !).

La gestion des eaux, des poissons et des pêcheurs dans les communautés que nous avons identifiées n'est guère démocratique : elle est

⁴ À l'initiative de la Direction nationale des pêches (Eaux et Forêts du Mali), avec la contribution de la FAO.

entre les mains des acteurs éminents de la pêche, *maîtres des eaux* et lignages propriétaires des droits coutumiers. En 1995, l'initiative de la Direction nationale des pêches a suscité, dans deux communautés du delta choisies comme test, un fonctionnement démocratique sur le modèle des associations françaises. L'initiative n'a pas eu de suite mais le bref suivi scientifique qui a été fait de l'expérience a montré la solidité des organisations traditionnelles, même en situation conflictuelle, et a révélé le poids social et économique de ces communautés fonctionnelles de pêche, aussi bien à travers leurs décideurs qu'à travers les producteurs eux-mêmes.

Les territoires halieutiques villageois

Ils constituent des communautés de gestion et d'intérêts, souvent d'habitat (le village) auxquelles correspondent des territoires que l'on peut assimiler, dans une certaine mesure, aux terroirs agricoles. Les territoires halieutiques villageois correspondent à une histoire et à des continuités sociales. Ils sont très fortement liés à la notion historique de *fondation* c'est-à-dire à celle de « premier arrivé » en même temps qu'à celle d'*invention de la capture*, sur ce site, avec ces engins, à ce moment du calendrier (Fay, 1989). Ils sont souvent non seulement discontinus, mais saisonniers. C'est à ce niveau que s'organise le plus clairement le foncier halieutique : une hiérarchie d'ayant-droits dispose de droits à la capture dont varient les lieux, les moments et les engins, dans des systèmes traditionnellement très codifiés, mais modifiables. C'est aussi au niveau villageois que se structure l'accès aux terres inondables, importantes pour les pêcheurs qui sont, à 90 %, aussi des riziculteurs.

■ Le niveau de la production « individuelle » : les lieux de capture

Dans le cadre des règles communautaires qui gèrent l'accès à la capture du poisson, les lignages (plus que les individus à proprement parler) disposent de droits hiérarchisés en fonction de leur

position par rapport aux fondations historiques et sociales de la communauté. À l'intérieur des territoires halieutiques villageois, les « lieux de capture » peuvent être assimilés aux parcelles des systèmes agricoles. Ce qui est attribué et transmis, cependant, n'est pas seulement un site géographique (un bief, une rive d'étang ou un site de barrage), mais aussi un moment du cycle annuel et l'emploi d'une technique (Fay, 1994).

L'organisation géographique et la répartition des sites de capture dans la société sont fonction de la bio-hydrographie locale (eau et courant, végétation, faune, micro-relief, fréquentation par les poissons) et des espaces de capture dont disposent les voisins. Ce qui est important, c'est que ces lieux peuvent varier (à l'intérieur d'un même « biotope ») d'une année à l'autre, selon les contingences du moment. Ce qui varie surtout, d'une année à l'autre, ce sont les *captures potentielles* à l'amont du site de capture dans le flux de poissons : cet « amont des poissons » occupe un espace, « propriété virtuelle » de l'exploitant du barrage, qui doit lui-même respecter la « propriété virtuelle » de son voisin. Les lieux de capture familiaux sont donc, eux aussi, l'objet d'une gestion spatiale, d'autant plus attentive qu'elle concerne des espaces élastiques. Cette élasticité tient d'une part aux conditions naturelles hydrographiques et écologiques qui changent d'un cycle à l'autre, d'autre part à l'apparition de nouveaux sites de capture, soit par aménagement hydraulique (excavations dans les berges, construction de diguettes pour la riziculture) soit par innovation technique (nouveaux engins ou nouvelles dispositions des engins). Les lieux de capture sont donc, eux aussi, l'objet de négociations sociales entre voisins, et au sein de la communauté villageoise.

Citons le niveau encore plus fin de la gestion spatiale : sur un site de pêche, et au sein du dispositif de capture (un barrage de nasses juxtaposées, la ligne d'embarcations bord à bord au cours de certaines pêches communes), l'emplacement des nasses dans le barrage, la position de la pirogue dans la ligne, sont, pour chaque opérateur, codifiés par les règles sociales. Ce niveau n'est pas négligeable car c'est celui dans lequel s'inscrivent (au moins en partie) les stratégies d'acquisition ou de conservation des droits de capture dans un système de type matriarcal ; ceci soulève des conflits quand les neveux et les fils prétendent aux mêmes droits sur les mêmes positions.

I Quels niveaux efficaces ?

Le caractère renouvelable de la ressource, l'objectif d'exploitation durable au bénéfice principal des producteurs actuels, orientent la gestion de la pêche malienne vers la prise en compte de plusieurs niveaux, chacun pourvu de dimensions naturelles, sociales, économiques, politiques différentes. Dans le delta central, on peut les résumer par les adjectifs *global, régional, local*, qui correspondent respectivement :

1/ à une gestion générale, à caractère politique et économique, de la ressource halieutique et de l'ensemble des prélèvements à son égard, quels que soient les caractères de l'hydrosystème productif ; ce peut être le niveau de gestion national des aires aquatiques maliennes : fleuves, lacs naturels et lacs de barrage, mares naturelles et construites ;

2/ à une gestion spécifique à chaque écosystème (ici l'aire deltaïque saisonnièrement inondable et les systèmes de production qui en tirent parti), gestion qui tient compte, par exemple, de l'existence de disparités géographiques et temporelles ;

3/ à une gestion spécialisée et éventuellement différenciée des diverses unités géographiques, naturelles et sociales qui composent le niveau précédent. Depuis le début des années quatre-vingt-dix, on admet généralement que cette gestion locale peut être efficacement pratiquée par les réels spécialistes et connaisseurs du milieu que sont les producteurs ayants droit locaux traditionnels.

On a vu que le niveau 1 existe, est fonctionnel en ce qui concerne la gestion de l'eau, mais se préoccupe assez peu de pêche et de ressource halieutique.

Le niveau 2 n'existe pas de façon réellement coordonnée. Ou pour mieux dire, la coordination entre les trois régions organiquement fonctionnelles (Ségou, Mopti et Tombouctou) ne semble pas se pratiquer, quoique sans inconvénient majeur jusqu'ici semble-t-il... Cette coordination est peut-être assurée, de façon très peu visible de l'extérieur, par le niveau de la région naturelle, c'est-à-dire par les connaisseurs éminents et légitimés (au niveau local) que sont les *maîtres d'eaux* traditionnels. Actuellement, on sait très peu de chose sur les coordinations de décisions qu'ils prennent éventuellement

entre eux, sur leurs stratégies et sur l'information qu'ils partagent et se transmettent. Il y a donc une coupure au moins partielle entre le niveau 1 et le niveau 2, qui n'évoluent pas de la même façon, ni sur la base de la même information.

Le niveau 3 existe, mais de façon compliquée. Il est soit territorial (les communes rurales) et alors la pêche n'y est pas l'intérêt dominant (ce qui concorde parfaitement avec le niveau des *régions*), soit social et même socio-professionnel (les villages de pêcheurs et leurs alliances en communautés inter-villageoises), et alors la gestion des activités et des intérêts de la pêche y est bien dominante. Dominante, certes, mais pas exclusive : la pêche n'est jamais isolée des autres activités ; les alliances, les accords ou les querelles s'exercent entre pêcheurs, entre pêcheurs et riziculteurs (souvent les mêmes acteurs) et entre pêcheurs-riziculteurs et éleveurs.

L'expérience de gestion décentralisée de la pêche qui a été effectuée entre 1995 et 1997 sur deux communautés inter-villageoises du delta (Korientzé et Walado-Farayéni) a montré l'intérêt, pour les pêcheurs, de ce niveau et de ce type de gestion, en même temps que ses limites. La structure associative moderne qui a été expérimentée reproduisait certes les hiérarchies traditionnelles, mais elle semble en avoir bloqué le fonctionnement adaptatif et elle semble avoir contribué ainsi à exacerber les conflits. Surtout, elle n'accordait guère de garanties aux principaux acteurs concernés, les pêcheurs, puisqu'elle n'a jamais été reconnue dans le système moderne de gestion du gouvernement malien comme autre chose qu'une expérience. On peut dire que le niveau de gestion était efficace (il continue d'ailleurs à fonctionner), mais que son insertion dans les autres niveaux modernes n'était pas réalisée dans le cadre de l'expérience. L'insertion n'était guère réalisable, d'ailleurs, puisque les administrations, même plus ou moins décentralisées, admettent mal que soient réellement gérables et coordonnables des espaces irréguliers et mouvants : il faudrait en effet reconnaître et mettre en œuvre des gestions portant sur les droits d'accès à la ressource poisson, davantage que sur l'espace. On se trouve là devant une double contradiction avec l'évolution actuellement observée : le modèle agraire devient le seul modèle auprès des instances de gestion publique ; les producteurs-pêcheurs eux-mêmes tendent vers une territorialisation de la ressource et de la production, qu'ils pensent leur assurer davantage de garanties économiques. En

outre, les deux systèmes de production voisins et associés à la pêche dans l'hydrosystème, riziculture et élevage, ont privilégié depuis longtemps le paramètre spatial de leurs droits d'accès⁵.

Conclusion

Nous nous trouvons donc ici devant une multiplicité de niveaux de gestion, tous fonctionnels à des degrés divers et parfois réellement complémentaires, mais qui ne sont pas tous coordonnables entre eux parce qu'ils n'appartiennent pas aux mêmes logiques administratives ou politiques. C'est une situation courante en système purement agricole. Dans un système halieutique, la situation se complique puisqu'il ne s'agit plus seulement de gérer des espaces, des productions, des moyens de production et des producteurs, mais de gérer aussi la capacité de renouvellement d'une ressource invisible, en partie encore mal connue (le détail des migrations des poissons), qu'il est impossible de forcer.

La pluralité des niveaux locaux, notamment, pose problème, car elle complique les gestions dans les systèmes sociaux actuels, où les hiérarchies consensuelles et les connaissances se sont altérées. Cette pluralité est issue d'une histoire mouvementée en même temps que d'un souci permanent d'assurer les qualités de l'hydrosystème et la capacité de renouvellement de la ressource. Or nous savons bien que les conditions économiques, démographiques et sociales que connaissait et que gérait ce qu'on appelle *la tradition* n'existe plus sous les mêmes formes ni dans les mêmes dimensions. N'existent plus non plus sous la même forme les conditions juridiques et politiques du delta pré-colonial, ni les moteurs de leurs transformations dans ce même contexte traditionnel (Fay, 1995).

⁵ L'espace des pâturages a été distribué et attribué il y a cent cinquante ans dans le cadre de l'État théocratique de l'Empire Peul du Macina (voir notamment Gallais, 1967 ; Marie, 1982).

Or les solutions qui sont proposées dans un système général de gestion moderne des espaces et des ressources naturelles renouvelables ne paraissent pas entièrement satisfaisantes. Aucun des niveaux actuellement fonctionnels n'assure complètement son rôle de gestion interne et son rôle relationnel avec les voisins. Il va donc être nécessaire *d'inventer* des solutions pour assurer la durabilité du système de production halieutique du delta malien. Il nous semble que ces solutions sont autant ou davantage du domaine social et politique (représentation des minorités que sont souvent les pêcheurs ; contrôle des arbitrages, par exemple) que techniques ou administratives (réglementations sur les engins, découpages communaux, par exemple).

Ces solutions, idéalement, devraient tenir compte de la variété locale et de ses multiples éléments. Une connaissance détaillée des fonctionnements du système (et notamment, justement, de la diversité des fonctionnements locaux et de leurs relations de voisinage) paraît nécessaire ainsi, bien entendu, que son corollaire obligé : l'accès facile à cette information par tous les acteurs du système. Ceci est déjà envisagé dans le cadre d'un observatoire du delta. Ces solutions devront tenir compte aussi de la dimension globalisante du bassin du Niger, lui-même constitué de plusieurs écosystèmes différents : un projet d'*Agence de l'Eau*, avec des objectifs intégrateurs sur le modèle français, est à l'étude.

Les orientations vers la prise en compte de plusieurs niveaux d'organisation spatiale pour la gestion halieutique rejoignent celles préconisées par les instances internationales de développement (Banque mondiale, FAO, Pnud) qui mettent en valeur (pour les systèmes de production agro-pastoraux et forestiers) les *gestions de terroirs* (gestion locale par les producteurs locaux) et les *gestions intégrées* (intégration des producteurs locaux à la chaîne des acteurs de la gestion de la ressource, à toutes les échelles). Dans le delta intérieur du Niger, la dimension de gestion spatiale la moins visible actuellement est le niveau intermédiaire de la *région naturelle* (la zone inondable), qui est aussi le niveau du renouvellement naturel des ressources liées à l'eau. C'est dans cette dimension que s'exercent actuellement les efforts de conceptualisation et d'illustration pratiqués par la recherche scientifique, en proposant (outre l'intégration des approches disciplinaires), l'intégration des acteurs et celle des systèmes de production nés de l'hydrosystème afin de

mieux gérer les contradictions (au moins apparentes) du développement : intérêt sectoriel (des pêcheurs) *versus* intérêt général des producteurs du delta ; prélèvement *versus* protection ; appropriation des espaces de production *versus* gestion de ressources mouvantes.

Bibliographie

- DAGET J., 1949 —
La pêche dans le Delta Central du Niger. *Journal de la Société des Africanistes*, 19 (1) : 1-79.
- FAY C., 1989 —
Sacrifices, prix du sang, « eau du maître » : fondation des territoires de pêche dans le Delta Central du Niger au Mali.
Systèmes halieutiques et espaces de pouvoir : transformation des droits et des pratiques de pêche dans le Delta Central du Niger (Mali), 1920-1980. *Cahiers des Sciences Humaines*, Orstom, 25 (1-2), 159-176 et 213-236.
- FAY C., 1994 —
« Organisation sociale et culturelle de la production de pêche : morphologie et grandes mutations ». In : *La Pêche dans le Delta Central du Niger*, Quensière J. (éd.) : 191-207.
- FAY C., 1995 —
La démocratie au Mali ou le pouvoir en pâture. *Cahiers d'Etudes Africaines*, 137, XXXV-1 : 19-53.
- GALLAIS J., 1967 —
Le Delta Intérieur du Niger, Étude de Géographie Régionale. *Mémoire IFAN*, Dakar, n° 78 ; Larose, Paris, 2 volumes, 621 p.
- MARIE J. (coordonnateur), 1982 —
Carte foncière pastorale du Delta Intérieur du Mali, 1/50 000, Bamako, ODEM-CIPEA.
- PAMANTA O., 1996 —
Le système halieutique du Jaka aval, activités de pêche et articulations intersectorielles. Bamako, Mémoire de DEA, Isfra-Orstom, 112 p. Cartes.
- PONCET Y., QUENSIÈRE J., 1996 —
« Analyse des organisations spatio-temporelles, étape essentielle à la conception d'un SIG : l'exemple des pêcheries artisanales du Delta Central du Niger ». In Christophe C., Lardon S. et Monestiez P. éd. *Étude des phénomènes spatiaux en agriculture*. Inra : 15-31.
- QUENSIÈRE J. (éd. sci.) 1994 —
La Pêche dans le Delta Central du Niger. Ed. Orstom-Karthala-IER, Paris, 2 vol., 495 p. + cartes h.t.
- QUENSIÈRE J., PONCET Y., FAY C., MORAND P., KASSIBO B., REY H., BAUMANN E., BENECH V., BOUSQUET F., DANSOKO D., HERRY C., LAË R., NIARÉ T., RAFFRAY J., TROUBAT J.J., WEIGEL J.Y., 1994 —
« Conclusions et Recommandations. » In : Quensière J. (éd.), *La Pêche dans le Delta Central du Niger*, 407-446.

Spatialiser la gestion : mortalité globale et mortalité locale

Jean-Claude Brêthes
Biologiste des pêches

I Introduction

L'approche de précaution est devenue le concept qui devrait présider à la gestion des ressources halieutiques (FAO, 1995). Elle fait partie intégrante du Code de conduite pour des pêches responsables, proposé par la FAO, qui sert de base à plusieurs législations nationales. L'Accord des Nations unies sur la pêche en haute mer (ONU, 1995), en cours de ratification, impose aux parties contractantes l'application de cette démarche. Richards et Maguire (1998) font la synthèse des différents documents qui proposent des directives pour sa mise en œuvre. L'approche de précaution s'inscrit dans un processus qui a débuté avec le rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, mieux connu sous le nom de « Rapport Brundtland » (1987), qui a popularisé la notion de « développement durable », suivi par le Sommet de la Terre de Rio de Janeiro, en 1992, où s'est imposé le « principe de précaution ». Dans le domaine halieutique, l'approche de précaution offre plus de flexibilité que l'application rigoureuse du principe de précaution tout en procurant un certain nombre de balises, ou tout au moins des éléments de réflexion à la gestion des pêches.

Deux objectifs fondamentaux sont à la base de cette démarche : la protection de la ressource, qui est depuis longtemps l'objectif déclaré de la gestion, et la protection de l'écosystème, ce qui est

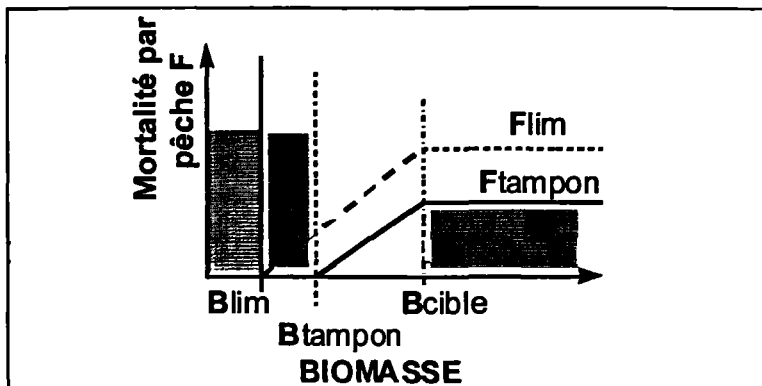
nouveau. Les modalités opérationnelles incluent la définition des situations inacceptables (comme la surexploitation, la surcapacité de capture, la perte d'habitats, la diminution de la biodiversité, etc.), la prise en compte de l'incertitude et la définition précise de règles de contrôle. Dans l'incertitude, la priorité doit être donnée à la capacité reproductrice des stocks. Même si les principes de mise en œuvre sont admis, les organismes de gestion font encore face au problème de l'application pratique, au quotidien, de cette approche de précaution.

Le travail présenté explore des voies possibles de mise en place de l'approche de précaution. C'est une image partielle du problème (dans la mesure où n'est considérée qu'une facette d'une question plus vaste). Il n'a la prétention ni d'être exhaustif, ni d'apporter des solutions toutes faites et encore moins de donner des leçons. Il s'agit essentiellement d'une réflexion personnelle destinée à alimenter le débat.

■ La mise en œuvre de l'approche de précaution : du « classique » à « l'écosystémique »

L'approche « classique »

La démarche classique s'intéresse à la détermination du niveau acceptable d'extraction de la ressource ou, en d'autres termes, du niveau acceptable de mortalité par pêche. Les organisations internationales comme le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) et l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (Opano) ont adopté une démarche fondée sur les outils classiques de l'évaluation des stocks (voir Serchuk *et al.*, 1997). Pour chaque stock, on définit des zones (de sûreté, de sur-exploitation, de reconstruction, de danger et de « crash ») à partir des niveaux de mortalité par pêche et de biomasse exploitée (fig. 1).



I Figure 1

Principe d'application de la démarche préventive selon l'approche « classique ». Les actions doivent viser à maintenir (ramener) la biomasse au-dessus de la valeur cible et de garder (ramener) F à des valeurs inférieures à la valeur « tampon ».

Les biologistes du ministère des Pêches et des océans du Canada utilisent une approche probabiliste fondée sur l'incertitude statistique existant dans les analyses séquentielles de population (voir Smith et Gavaris, 1993). Le gestionnaire dispose ainsi d'une analyse qui permet d'évaluer les risques des différentes options de décision.

Selon ces démarches scientifiques, l'évaluation de la situation ne considère que deux paramètres, la biomasse exploitable et la mortalité par pêche. La seule règle de contrôle (« control rule ») reste la mortalité par pêche dont découle, mais non exclusivement, le total admissible de capture (TAC). Il ne s'agit, somme toute, que d'une sophistication de la démarche « classique », monostock et monospécifique, issue de la théorie de la pêche de Beverton et Holt (1957). Les autres éléments caractéristiques du stock sont occultés : le niveau de recrutement, la structure d'âge ou la distribution géographique ne sont pas considérés en tant qu'indicateurs (par exemple, seul le volume de la biomasse génitrice est pris en compte, alors que l'on sait que la capacité reproductrice est aussi fonction de sa structure). S'ils donnent des principes de gestion évidents, ces outils ignorent le deuxième objectif fondamental de la démarche préventive, la protection de l'écosystème.

mesures de performance et des ponts de référence. Au-delà des principes, l'application concrète pose des problèmes évidents.

I Vers une approche pragmatique

Considérations générales

Considérant les problèmes de la gestion des pêches, quelques constats simples peuvent s'imposer. Même si l'on arrivait à une forte probabilité d'atteindre la conservation des stocks exploités par une gestion adéquate, il n'y a rien de sûr que l'on atteigne les objectifs de conservation de l'écosystème (voir ICES, 1999). Il n'est pas possible de gérer l'écosystème et toute action visera à une mitigation de l'impact des activités humaines sur cet écosystème. Exploitant une ressource sauvage, l'espèce humaine ne peut avoir d'autre action que prédatrice. De ce fait, il faut admettre que les outils de gestion de base (ou les « règles de contrôle ») ne sont pas à même de changer : TAC, quotas, contrôle de l'effort, restrictions sur les engins, etc. Le travail du gestionnaire, dans la plupart des cas, reste la définition de la mortalité par pêche acceptable sur un stock, en tenant compte des contraintes extérieures. On doit aussi garder à l'esprit que le gestionnaire prend qu'une décision à court terme (TAC annuel, effort ou capture quotidiens ou saisonniers, etc.) dans une perspective de long terme.

Dans le schéma proposé par l'Opano (fig. 1), on a un élément de « richesse » de la ressource qui est la biomasse et un facteur de danger, la mortalité par pêche (qui est aussi un facteur de contrôle). Dans une perspective systémique, il est possible d'élargir le concept en considérant d'une part une richesse du système, qui inclut la biomasse mais aussi des éléments comme la structure en âges, la biodiversité, les habitats biologiques ou la diversité sociale et économique, et d'autre part les facteurs de risque, comme l'activité de capture, qui reste le facteur dominant, l'effet de l'environnement physique, le recrutement dans le stock, la condition d'engraissement des poissons ou le respect des principes de conservation par les

L'approche « écosystémique »

Pour sortir de la vision monospécifique et considérer l'environnement de façon plus large, on parle d'envisager la pêche selon une démarche « écosystémique », bien que cette démarche reste encore assez floue (on parle plus actuellement de « gestion orientée vers l'écosystème »). L'objectif est de chercher à exploiter le milieu marin en respectant à la fois la structure (la biodiversité) et la fonction de l'écosystème (l'ensemble de la structure trophique). Le débat ne fait que commencer sur l'application concrète de ce type de démarche.

Dans cette optique, on cherche à développer des modèles intégrant les diverses relations existant dans le système biologique. Un des prototypes de cette modélisation est le logiciel « Ecopath », mis au point à l'International Centre for Living Aquatic Resources Management – Iclarm – (Christensen et Pauly, 1993). Cette nouvelle approche cherche à intégrer l'ensemble des transferts trophiques dans un écosystème. On peut ainsi évaluer l'impact de l'extraction d'une partie de la ressource d'un niveau trophique sur l'ensemble du réseau. Cet outil tranche sur les démarches classiques. De fait, ce genre de modèle décrit et quantifie à aspect de l'écosystème, sa structure trophique, mais son utilisation ne peut être considérée comme une démarche véritablement écosystémique. Il est sans doute trop tôt pour évaluer l'application pratique d'une telle démarche, qui reste encore sujette à controverse. On peut penser que la quantité et la qualité des données disponibles risquent d'en limiter l'utilisation. Lord (1994), remarque que les modèles écosystémiques sont importants pour comprendre les écosystèmes complexes mais ne peuvent être des outils prédictifs utilisables dans un processus de gestion.

La réflexion sur la mise en place de cette approche écosystémique ne fait que commencer. Une des démarches possibles est celle proposée, et qui connaît un début de mise en route, par la Région des Maritimes du ministère des Pêches et des océans du Canada (Sinclair *et al.*, 1999). Des objectifs sont définis à l'intérieur d'une Aire de gestion océanique, préalablement déterminée : diversité spécifique, variabilité génétique, conservation des espèces exploitées, conservation de l'équilibre trophique, etc. À ces objectifs sont associés des

pêcheurs (fig. 2). On obtient une image multidimensionnelle qui ne peut être modélisée de façon simple mais que l'on peut appréhender par une démarche que l'on qualifiera d'empirique. La question fondamentale est de comprendre le système selon ses différents aspects, ce qui implique non seulement la connaissance scientifique, au sens de la biologie des pêches, mais aussi une connaissance qualitative, plus ou moins intuitive dans certains cas, et donc celle des autres acteurs du système comme celle des pêcheurs (savoir « ethno-scientifique » ; Breton et Diaw, 1992). L'analyse du système ne peut être le seul résultat de la démarche biologique, au sens classique du terme.

La détermination des éléments de richesse d'un système suppose la définition de ce système, sa frontière. Une des questions de base que les théories de la démarche écosystémique n'abordent pas clairement est de savoir à quel écosystème on s'adresse : il peut s'agir aussi bien du système d'une baie, ou d'un estuaire, que de la biosphère (pour caricaturer).

La notion de l'échelle spatio-temporelle à laquelle on travaille est importante. La démarche de gestion classique ne concerne qu'un

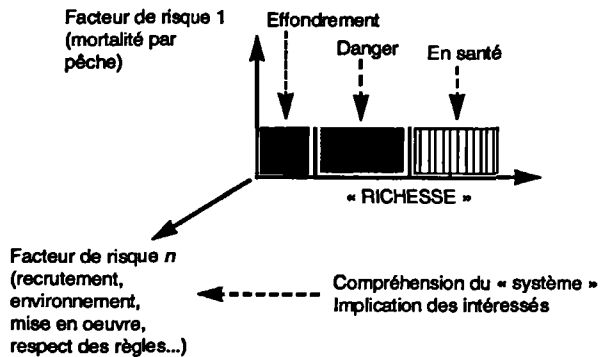


Figure 2

On peut considérer le système de la pêche en fonction d'une « richesse » qui inclurait d'autres éléments comme la biodiversité, la structure sociale et économique. Les facteurs de risque peuvent être l'activité de capture (facteur principal), l'environnement physique, etc.

niveau d'espace (l'aire de répartition d'un stock) et un niveau temporel (le cycle vital de l'espèce considérée, pour prendre en compte, par exemple, l'âge minimal de capture). Il est évident que le stock est régi par des facteurs d'ampleur plus vaste. Par ailleurs, sur l'aire de répartition d'un stock, il existe des éléments du cycle vital inscrits dans un couple espace-temps, des sites précis occupés à des périodes précises (zones de reproduction, pouponnières). Sur l'aire d'exploitation d'un stock, l'activité de capture s'exerce sur des parties de l'environnement relativement localisées et il existe des secteurs qui seront plus particulièrement affectés dans le système où évolue le stock.

On a ainsi un système à plusieurs niveaux emboîtés que doit considérer le processus d'acquisition de connaissance (fig. 3). La structure de la science halieutique classique est bien outillée pour collecter et analyser les données selon des perspectives à moyen et long terme et selon des échelles spatiales de l'ordre de celle du stock (et, à des degrés de précision divers, à des échelles supérieures et légèrement inférieures). À l'opposé, le milieu de la pêche, ou plus généralement le savoir social, a une meilleure connaissance de ce qui se situe à des niveaux inférieurs, locaux (zones de reproduction du stock, aires de localisation d'espèces sensibles, par exemple), et

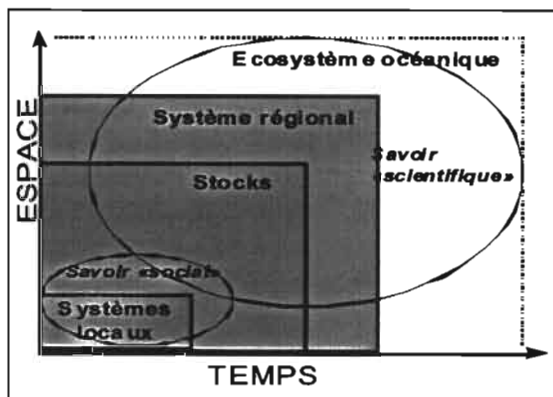


Figure 3

Une démarche écosystémique concerne différentes échelles spatio-temporelles emboîtées pour lesquelles les différentes sources de savoir sont différentes et complémentaires.

à des échelles de temps également inférieures. Il est difficile d'appréhender ces échelles dans une démarche scientifique habituelle. Le couplage de ces deux sources de connaissance est donc indispensable à une démarche écosystémique.

Démarche pratique

La question demeure : comment gérer une pêcherie, en temps réel, dans un système complexe ? On rejoindra ici les idées proposées par Edyvane (1993), pour qui une gestion intégrée doit comprendre deux éléments principaux : une protection générale de l'écosystème, qui conduit à une large démarche stratégique, et une protection par site, qui suppose une tactique pour répondre à des questions locales. On partira également de l'observation que, dans les systèmes halieutiques, le temps est inscrit dans l'espace, c'est-à-dire que, de façon générale, les diverses phases du cycle vital se déroulent à des endroits identifiables (occupation temporaire de certaines zones pour la reproduction, aires de pouponnières, ségrégation spatiale des immatures et des adultes, etc.).

La connaissance du système résulte de la combinaison de savoir de sources multiples, halieutes, écologistes, pêcheurs, etc., et cette connaissance peut être ramenée à deux sous ensembles : la ressource exploitée (étant entendu que cette appellation regroupe souvent plusieurs espèces) et l'environnement, pour lesquels des impératifs de protection vont émerger et devront être combinés dans le processus de gestion (fig. 4). On détermine des éléments qui nécessitent des protections permanentes, sur l'échelle du système, et des éléments qui requièrent plutôt une protection temporelle locale.

Une telle représentation permet une gestion à deux niveaux : un niveau global, à l'échelle du stock, et un niveau local, à des échelles spatiales inférieures (fig. 5).

À l'échelle du stock, on pourra considérer une « mortalité globale ». Il s'agira de définir la quantité acceptable à extraire de la population, pour laquelle on fera appel aux outils classiques de l'évaluation des stocks. S'ajouteront à cette donnée des éléments de protection permanente. Pour le stock, il s'agira des mesures habituelles (âge à la première capture, par exemple).

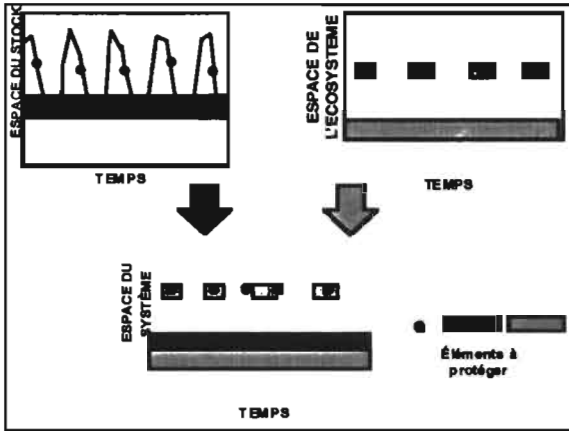


Figure 4
 Décomposition du système en éléments sensibles. Pour le stock exploité, il existe des éléments à protéger de façon constante et des éléments du cycle vital à protéger de façon locale. On peut déterminer en parallèle des éléments sensibles de l'environnement. La combinaison des deux sous-systèmes définit des aires susceptibles de mesures particulières.

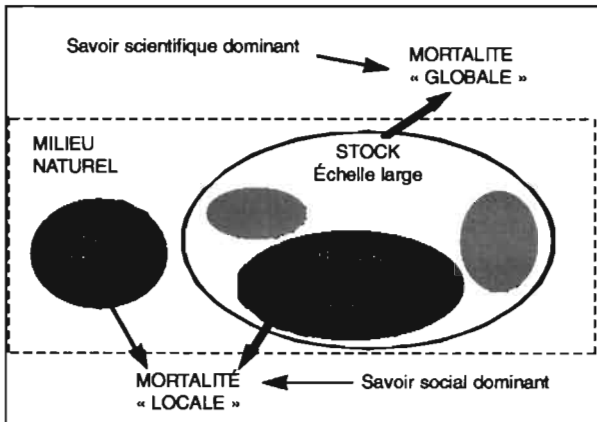


Figure 5
 Représentation des notions de mortalités globale et locale. Les différentes sources de savoir sont incorporées dans la définition de ces mortalités selon l'échelle spatio-temporelle qu'elles définissent le mieux.

Un TAC n'a pas la même signification selon la manière dont il est capturé. La mortalité globale doit être ajustée au niveau local. On parlera alors de « mortalité locale » (sans qu'il y ait nécessairement une connotation géographique). Des mesures pourront être prises pour diminuer la mortalité sur certaines zones de façon temporaire (aires de reproduction), ce qui peut impliquer la fermeture saisonnière ou la répartition du TAC dans le temps pour éviter de concentrer l'effort sur une composante particulière du stock, ou pour éviter de surexploiter des sous unités.

En termes d'environnement, certains secteurs pourront être l'objet d'une protection permanente (fermeture à toute pêche ou restriction sur les engins), parce qu'ils sont reconnus comme sensibles ou importants pour l'écosystème (herbiers par exemple), ou parce qu'ils représentent une valeur patrimoniale, etc. D'autres seront protégés de façon temporaire (concentration saisonnière d'espèces sensibles, par exemple).

Conclusion

Une démarche écosystémique « pragmatique » ne peut faire l'impasse sur les acquis et l'intérêt de la démarche biologique classique. Il ne s'agit pas, à cette étape, d'un changement radical. Elle vise plutôt à tenir compte des différentes sources de savoir et des nouveaux outils existant ou en développement. Elle intègre les connaissances sur l'écosystème, scientifiquement documentées ou empiriques (faisant appel au « sens commun ») et les connaissances scientifiques et ethno-scientifiques sur la ressource (fig. 6).

La question clé de l'analyse systémique est la détermination des frontières. Il est proposé ici de conserver l'espace du stock comme espace d'analyse.

Le résultat est une gestion « en mosaïque », pour laquelle les outils de représentation spatiale et temporelle de l'information prennent toute leur importance. Ce résultat est sans doute plus complexe que celui produit par les approches habituelles. On cherche non seule-

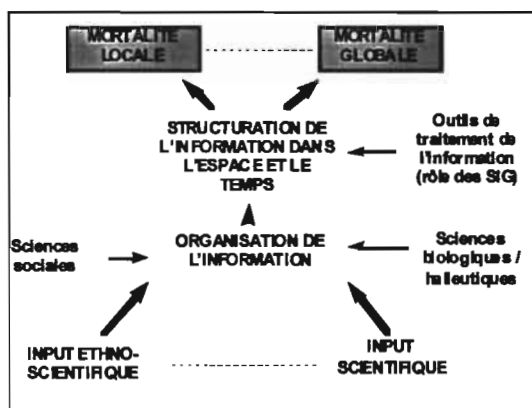


Figure 6
Tentative de représentation de la démarche pour la détermination des mortalités globales et locales. Ne sont pas indiqués les liens directs entre les inputs et la détermination des mortalités.

ment à déterminer « combien » on peut pêcher, mais aussi « où » et « comment » on peut pêcher. Elle suppose aussi une intégration des processus scientifiques et la participation des acteurs. Une telle approche est, au moins, à l'étude dans plusieurs pays (implantation des Aires nationales marines de conservation, au Canada, mise en place d'un parc marin en mer d'Iroise ; voir Pennanguer, 1999) et ne paraît donc pas irréaliste. Des éléments de cette démarche ne sont pas nouveaux. On a déjà, par exemple, la séparation des métiers par zone depuis longtemps, de même que la protection des herbiers à Posidonie en Méditerranée, les « repos biologiques » pour la pêche du poulpe en Mauritanie ou les zones de cantonnement qui ont connu des sorts variables. On constate que le milieu de la pêche n'est pas, en principe, fermé à cette approche. En Mauritanie, le repos biologique est accepté. Au Canada, il existe différentes règles, où des sous-zones sont fermées de façon temporaire quand des prises accidentelles dépassent un certain seuil (espèces sous moratoire, poissons en dessous de la taille légale, etc.) ; ces règles sont prévues dans les Plans d'exploitation axés sur la conservation discutés entre les pêcheurs et les gestionnaires. Au Canada, toujours, ce sont les pêcheurs qui ont demandé un renforcement de la protec-

tion sur les « Haddock Boxes » (cantonnements pour l'églefin) en Nouvelle-Écosse, et qui ont réclamé la fermeture de la pêche, au printemps 2000, dans la baie de Plaisance à Terre-Neuve, pour protéger le stock reproducteur.

Cette approche reste à être confrontée à la réalité du terrain. Le processus se met en place dans l'Atlantique canadien et ailleurs... à suivre.

Remarques

Plusieurs éléments de ce texte ont été exposés au 23e congrès de l'Association des biologistes du Québec (Québec, décembre 1998). Ce travail s'inscrit dans le cadre de mes activités au Conseil pour la conservation des ressources halieutiques et s'inspire d'un document de travail sur la démarche préventive préparé pour ce Conseil.

Bibliographie

- BEVERTON R.J.H., HOLT S.J., 1957 —
The Theory of Fishing. Sea fisheries : their investigations in the United Kingdom. M. Graham, Arnold, Londres : 372-441.
- BRETON Y., DIAW C., 1992 —
« La variable sociale » In :
J.-C. Brêthes and A. Fontana (éd.),
Recherches interdisciplinaires et gestion des pêcheries. Projet CIEO-890276, Centre international d'exploitation des océans, Halifax (Nouvelle-Écosse, Canada) : 111-146.
- BRUNTLAND G.H., (Présidente) 1987 —
Our common future. The World Commission on Environment and Development. Oxford University Press, 400 p.
- CHRISTENSEN V.,
PAULY D. (éd.), 1993 —
« Trophic models in aquatic ecosystems ». International Center for Living Aquatic Resources Management, Manille (Philippines), *Conference Proceedings* 26, 390 p.
- EDYVANE K.S., 1993 —
« An ecosystem-based approach to marine fisheries management ». In : D.A. Hancock (éd.), *Sustainable Fisheries through Sustaining Fish Habitat.* Australian Society for Fish Biology Workshop, Victor Harbour, S.A. 12-13 August, Bureau of Resource Sciences Proceedings, AGPS, Canberra : 21-27.

FAO, 1995 —

L'approche de précaution appliquée aux pêches. Première partie : principes directeurs de l'approche de précaution appliquée aux pêches de capture et aux introductions d'espèces. FAO, *Document Technique sur les Pêches* 350/1 : 57 p.

ICES, 1999 —

Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, 1998. *ICES Cooperative Research Report* 233 : 94-220.

LORD D.A., 1994 —

« Ecosystem models : valuable, but not yet management tools - Perth coastal waters study ». In : D.A. Hancock (éd.), *Population Dynamics for Fisheries Management*, Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, Perth 24-25 August 1993, Australian Society for Fish Biology, Perth (Australie) : 53-62.

ONU, 1995 —

Accord sur la pêche en haute mer : texte sur l'Accord aux fins de l'application des dispositions de Convention des Nations unies sur le Droit de la mer du 10/12/1982 relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà de zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrateurs. <http://www.un.org/french/ecosocdev/geninfo/fishery/fishagre.htm>, site consulté le 12 avril 2000.

PENNANGUER S., 1999 —

Approches à la gestion durable des mers : pêche durable en mer d'Iroise et gestion des conflits d'usage.

Mémoire de Maîtrise en Gestion des ressources maritimes, université du Québec à Rimouski, 156 p.

RICHARDS L.J., MAGUIRE J.-J., 1998 —

Recent international agreements and the precautionary approach : new directions for fisheries management science. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55 : 1545-1552.

SERCHUK F., RIVARD D., CASEY J.,

MAYO R., 1997 —

Report of the *ad hoc* working group of the NAFO Scientific Council on the precautionary approach. North Atlantic Fisheries Organisation, Scientific Council Summary Document SCS 97/12.

SINCLAIR M., O'BOYLE R., BURKE L.,

D'ENTREMONT S., 1999 —

Incorporating ecosystem objectives within fisheries management plans in the Maritime Region of Atlantic Canada. International Council for the Exploration of the Sea, Theme session, CM 1999/Z : 03, 20 p.

SMITH S.J., GAVARIS S., 1993 —

« Evaluating the accuracy of projected catch estimates from sequential population analysis and trawl survey abundance estimates ». In : S.J. Smith, J.J. Hunt et D. Rivard (éd.), *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 120 : 163-172.

Communications
orales

partie 3

1 Pêcheries maritimes mauritaniennes : quelles régulations pour une gestion durable ?

Mika Diop

Abdou Daïm Dia

Les eaux mauritaniennes en raison de leur forte productivité primaire abritent une diversité d'espèces. La variabilité hydro-climatique de la ZEE mauritanienne crée une dynamique spatio-temporelle dans la répartition de ces espèces au sein de leur écosystème.

L'examen approfondi de la description des ressources et des trajectoires des pêcheries révèle que la diversité, la variabilité, la mobilité et la disponibilité de la ressource informent les mouvements des pêcheurs ainsi que l'utilisation saisonnière des techniques et engins de pêche d'un site de pêche à un autre. De même, cet examen met en évidence que le fait de cibler une ressource donnée peut répondre à une demande commerciale.

On est donc en face d'une multiplicité d'espaces fortement imbriqués et débordant, dans bien des cas, le cadre strict de l'espace national. Ceci nous a amené à penser que les régulations les plus pertinentes de ces espaces sont celles qui s'opèrent au niveau national et régional.

Contrôle de l'exploitation de la ressource : l'espace poisson et l'espace réglementaire

En Mauritanie, jusqu'ici le contrôle de la ressource s'est essentiellement matérialisé par une volonté récurrente de contrôler l'espace dans lequel se déploie le poisson. Dans ce sens, différents

mécanismes ont été mis en place par l'État mauritanien. Ils concernent ainsi l'affectation de l'espace entre les métiers (pêche dite artisanale et pêche industrielle), la mise en défens de certaines zones censées être des niches écologiques de reproduction et de nurseries à savoir le banc d'Arguin interdit l'accès à toutes formes d'exploitation avec des embarcations motorisées et les différents arrêts de pêches, communément appelés « repos biologiques » pour les espèces démersales, du poulpe en particulier. Ces dispositions réglementaires mises en œuvre concernent dès 1995 la fermeture annuelle systématique pendant une durée de deux mois (septembre et octobre) de toutes les activités de pêche démersale tant industrielle qu'artisanale qui ont cours dans la ZEE mauritanienne. Ces mesures de diminution de l'effort de pêche et de préservation de la ressource sont précédées par celles concernant la limitation du nombre de navires par la mesure adoptée en 1991 qui arrête des opérations d'acquisition par achat de navires de pêche industrielle par les armateurs mauritaniens. Outre ces mesures de régulation focalisées sur le contrôle spatial et temporel des activités de pêches, il y a lieu de noter l'adoption d'une panoplie de mesures primaires centrées sur la réglementation des maillages et des tailles et/ou poids de premières captures. C'est ainsi qu'à partir de 1989, le contrôle des captures s'est traduit par l'adoption d'un décret (89/100) qui fixe les maillages des chaluts et les tailles et poids des principales espèces commerciales. À titre d'exemple, la taille de mailles du chalut de fond est fixée à 70 mm et le poids minima de première du poulpe est fixé à 500 g. Visant la préservation des juvéniles, ces mesures se sont vues complétées par la fermeture d'une zone restreinte supposée être celle de la reproduction du poulpe.

La régulation des activités de pêche et le contrôle de la ressource via l'espace restent difficilement réalisables. Cela est attesté par les difficultés auxquelles les États sont confrontés. Ils ont du mal à faire respecter la zone côtière réservée à la pêche artisanale. En effet, de plus en plus les unités de pêche industrielle ont des stratégies de pêche opportunistes qui les amènent à se rapprocher des zones côtières. Outre les incursions des unités industrielles dans des zones non autorisées, les pêcheries démersales des crevettes côtières qui, au terme de la législation mauritanienne, sont autorisées à pêcher dans la zone réservée à la pêche artisanale, sont en compétition déloyale avec la pêche piroguière. Cela a pour conséquence d'augmenter les

interactions conflictuelles avec la pêche artisanale. Ce phénomène est en augmentation régulière en raison de la forte modernisation de cette pêche. En effet, la motorisation et l'équipement des pirogues en moyens de conservation entraînent une forte mobilité des unités piroguières à la recherche de zones de bons rendements et de lieu de pêche de différentes espèces selon la saison en utilisant différents engins de pêche en fonction de l'espèce ciblée.

Cette forte mobilité des unités piroguières s'accompagne également d'une forte migration étrangère dans l'espace maritime mauritanien. En effet, les pêcheurs migrants sénégalais, spécialisés de longue date dans la pêche maritime, ayant une connaissance du milieu, des espèces, utilisant des techniques de pêche sophistiquées, ont une perception de l'espace qui ne coïncide pas forcément avec la conception domaniale et les bornages spatiaux auxquels l'État se livre. La permanence des flux migratoires sur les côtes maritimes mauritaniennes en dépit de la volonté actuelle de l'État mauritanien d'en contrôler le flux, ne tient pas en compte le fait que pour les pêcheurs ouest-africains, la côte mauritanienne ne serait qu'un micro espace s'intégrant dans un continuum ou système marin spatial ouest-africain que le poisson lui ignore.

Les difficultés de borner, de contrôler l'espace sont liées à l'existence de mouvements migratoires des poissons et des hommes à l'échelle sous régional. En cela nous pensons que l'on gagnerait mieux à envisager le cadre sous-régional comme échelle de régulation des activités de pêche. C'est le cas par exemple pour les ressources pélagiques qui ont la particularité d'être des stocks partagés.

On constate ainsi que l'affectation de l'espace entre pêcheries bien qu'étant une modalité n'est pas une condition suffisante pour la régulation des activités de pêche. En effet, le contrôle spatial des activités de pêche qui a tendance à s'estomper avec l'éloignement en mer de la pêche artisanale piroguière, se fait de plus en plus aujourd'hui par le bais d'infrastructures portuaires à partir desquelles, on essaie de contrôler les moyens de la production et des débarquements. Cela s'est traduit en effet par l'institution d'un droit d'accès à la ressource entre 1995 et 1997 visant entre autres objectifs la limitation du nombre des navires et par voie de conséquence la préservation de la ressource et s'est vu associer

d'autres mesures qui visent de manière plus spécifique la pêche artisanale. Cette dernière, outre le droit territorial qu'elle paie, voit son environnement physique modifié par la construction d'équipements : construction d'un port de pêche artisanale à Nouadhibou et d'un marché de poisson à la plage de Nouakchott. Ces aménagements offrent certes divers services aux exploitants artisans mais induisent coûts financiers supplémentaires pour ces derniers. Les différentes taxes liées à l'utilisation de ces équipements participent des instruments de contrôle aussi bien des facteurs d'exploitation que des débarquements. Dans le long terme, ils peuvent servir de mécanismes qui opèrent la limitation du nombre des exploitants dans la pêche artisanale.

Contrôle de la production : l'espace gestion des captures

L'adoption en 1991 d'un régime fiscal, basé sur un prélèvement d'un taux de taxe plus élevé (11 %) sur les activités de pêche industrielle ciblant les céphalopodes et celles exploitant d'autres démersaux (8 %), visait à décourager les unités de pêche industrielle à cibler le poulpe en les obligeant à s'orienter vers d'autres espèces démersales. Cela n'a pas donné les résultats escomptés car le système n'était pas suffisamment discriminant.

De 1980 à 1987, les politiques publiques en matière de régulation des activités de pêche de fond et celle principalement du poulpe, se sont largement focalisées sur la recherche de mécanismes aptes à assurer le contrôle des captures et/ou de la production.

C'est dans cette optique que s'inscrit la mesure ayant présidé en 1980 à la suppression des licences libres au profit des affrètements et de l'obligation faite aux armements de procéder à la déclaration de leurs captures. L'installation à Las Palmas, au cours de l'année suivante, d'un dispositif de contrôle, composé d'agents de la BCM, des Douanes et de contrôleurs du MPEM, pour suivre les opérations de débarquement et de commercialisation ne parviendra point à endiguer la forte évasion de produits et des capitaux. Les limites de cette procédure de contrôle allaient conduire en 1982 à l'institution de la mesure qui rend obligatoire le débarquement et la

commercialisation à partir de la Mauritanie de la production démersale congelée. La mise en place d'un instrument de distribution qu'est la SMCP en 1984, venue compléter la mesure de débarquement se traduira par une croissance très rapide des recettes d'exportation.

L'espace marché : la régulation par le marché est-elle possible ?

Le marché de la ressource n'est pas une fiction ou une simple vue de l'esprit. Bien que ne concernant pas directement la pêche piroguière, ce marché est une réalité tangible.

Les négociations d'accords de pêche entre les États côtiers ouest-africains et des tiers (pays ou institutions supranationales : CEE par exemple) participent à la création d'un marché de la ressource qui se caractérise par l'allocation d'un volume de captures en échange de redevance monétaires et d'autres avantages (formation des hommes, emploi, etc.). Il serait ainsi souhaitable que les pays de la sous-région se concertent pour offrir un front commun et se doter d'un pouvoir de négociation conséquent face aux supranationales.

Les politiques de régulation des activités halieutiques basées sur les mécanismes de marché comme moyen d'allocation des ressources paraissent peu réalistes pour la pêche piroguière en Afrique de l'Ouest qui reste ouverte à la mobilité des hommes et des unités de pêche comme constatés un peu plus haut.

Évolution hydrosédimentaire de l'estuaire de la Vilaine (Bretagne-Sud) depuis l'édification du barrage d'Arzal, et tentative de régulation des conflits d'usage de l'espace estuarien par la mise en place du Sage Vilaine

Jean-Yves Le Gall

Véronique Véron

Corentin Marjolet

La construction en 1970 du barrage d'Arzal dans l'estuaire de la Vilaine a très profondément modifié le fonctionnement hydraulique de l'estuaire et se traduit notamment par un envasement important dû à un dépôt de sédiments vaseux de l'ordre de 21 millions de m³ dans l'ensemble de l'estuaire dont 7 millions de m³ dans l'estuaire interne. La gestion de la ressource en eau parvenant de l'ensemble du bassin versant au barrage d'Arzal est très nettement et prioritairement dirigée vers la constitution et la maintenance d'une retenue d'eau de l'ordre de 40 millions de m³ qui représente la plus importante réserve d'eau potable du bassin versant de la Vilaine et alimente de 500 000 à 1 million de personnes.

La modification prévisible et irréversible de la géomorphologie et de l'environnement estuarien en 25 années a provoqué des accidents hydrobiologiques (mortalités estivales de poissons et de mollusques adultes et juvéniles) et généré des conflits d'usage entre les différents exploitants et usagers de cet espace estuarien et de ses ressources diverses :

- difficulté de navigation par réduction du chenal et méandrisation des berges ;

- difficultés d'accès aux ports et sites de débarquements, (25 000 m³ dragués durant l'hiver 1998-1999);
- déplacement contraint en aval et vers l'estuaire externe des zones de production de naissain de moule *Mytilus edulis* et de moules commerciales sur bouchots (production actuelle : 2 500 tonnes, 25 MF); nouvel envasement dû à cette nouvelle implantation et extension de bouchots en aval, en partie sur le banc naturel classé de coques;
- mortalités estivales de poissons (1982) et de naissain de coque *Cerastoderma edule* (1997 et 1998) dont l'estuaire de Vilaine est le premier site de production français (2 500 tonnes, 2,50 MF) et alimente toute l'activité de conchyliculture du Croisic (2 500 tonnes de coques, 20 MF);
- incidence de la gestion hydraulique du barrage sur la pêcherie économiquement et régionalement très importante de civelles d'anguille européenne *Anguilla anguilla* (20 tonnes, 15 à 25 MF);
- impact de l'envasement de l'estuaire externe sur l'évolution de la ligne de rivage par modification du mode de dissipation d'énergie des houles sur les nouvelles vasières.

Les apports annuels du fleuve Vilaine ont oscillé, ces dix dernières années, entre 1 et 4 milliards de m³. Cet estuaire est donc le compartiment récepteur des écoulements superficiels et de leur contenu en nutriments et polluants, issus d'un bassin versant de grande surface (10 300 km²). La gestion fine de ce flux d'eau, par l'outil que représente le barrage d'Arzal, et de ses conséquences, non seulement sur l'estuaire mais aussi sur les zones situées en amont du barrage, se superpose à la tentative de régulation des conflits d'usages concurrentiels voire incompatibles (réserve d'eau potable, navigation commerciale et de plaisance, tourisme et nautisme, pêche et mytiliculture, évolution littorale d'un secteur résidentiel estival et à vocation de loisirs nautiques).

Ces deux éléments à considérer, la gestion et la régulation des conflits d'usages, sont fortement dépendants des activités présentes sur l'ensemble de ce vaste bassin versant géré administrativement par deux régions et six départements. La gestion globale a été conçue dans le cadre du Sage de Vilaine mis en place en 1998 et particulièrement du sous-ensemble identifié pour la basse Vilaine et la zone en aval du barrage d'Arzal, soit l'estuaire et la zone maritime proche en continuité avec le Mor Braz.

Cette contribution présente une première synthèse pluridisciplinaire de l'évolution au cours des 28 années, de 1970 (année de la

construction du barrage d'Arzal) à 1998 (année de la mise en place du Sage de Vilaine), des traits marquants de l'hydraulique (débits liquides et solides) et de l'évolution hydrosédimentaire (envasement, cubature, méandrisation). Elle décrit la gestion hydraulique du barrage et une cartographie dynamique sous SIG de l'évolution de cet espace, de ses ressources et des usages en relation avec l'envasement de l'estuaire.

■ Ressource halieutique et appropriation de l'espace sur le plateau de Guyane française

Laure Bernadac

Guylaine Diallo-Bourguignon

Joél Rosé

Philippe Vendeville

La Guyane française est un département d'Outre-mer et, à ce titre, l'usage de ses ressources marines est réglementé au niveau national et communautaire. En outre, par sa position géographique, la Guyane est une Région ultra périphérique (RUP), accusant un retard de développement, par rapport à l'ensemble de la communauté européenne : PIB faible, population jeune et taux de chômage. Elle dispose pourtant d'un atout dans ses ressources halieutiques considérées comme abondantes mais à l'heure actuelle, sous-exploitées.

Les causes structurelles du sous-développement de la filière pêche de Guyane ont été recherchées dans l'historique de son espace halieutique, de sa création à nos jours.

Le paysage halieutique guyanais se caractérise par une opposition marquée entre deux systèmes différenciés dans l'espace.

- Un espace sous juridiction nationale : les eaux territoriales délimitées par le trait de côte et, au large, par une ligne géographique établie à partir de trois affleurements rocheux. Dans cette zone est pratiquée une pêche artisanale, côtière, essentiellement, au filet maillant. L'exploitation se localise sur une frange littorale de 5 à 6 milles de la côte. Elle est réglementée par des mesures nationales (décrets, et arrêtés préfectoraux). Sa production est, en majorité, orientée sur le marché local du département. Les connaissances, tant sur la ressource que sur l'exploitation, sont très fragmentaires. Ce système connaît une récession depuis environ 10 ans.

- Un espace sous juridiction européenne : de la limite des eaux territoriales à 200 milles des côtes. Trois ressources y sont ciblées : la crevette du plateau continental, exploitée depuis une cinquantaine d'années, la crevette du talus continental exploitée par des chalutiers de Guyane et le vivaneau rouge, exploité par des bateaux antillais et vénézuéliens. La grande majorité de la production de ces trois activités est exportée hors du département. Les connaissances des ressources et de l'exploitation sont bonnes. Marqué par un contexte économique de mondialisation, ce secteur se porte bien.

L'évolution des productions et des flottilles, ou tout au moins de ce qui en est connu, et l'inventaire des principales mesures de réglementation soulignent l'antagonisme entre les activités dans les deux zones. On constate, également, que les connaissances acquises sur les ressources par des observations directes et la qualité des statistiques d'exploitation entre les deux zones sont déséquilibrées. Ainsi les connaissances acquises sur la zone la plus littorale sont encore très fragmentaires, tant sur la ressource exploitable par la pêche côtière que sur les processus qui contribuent à la pérennité d'une part importante des ressources du plateau continental et de leur exploitation.

La prise en compte des réglementations, des connaissances du milieu et des ressources, renvoie l'image d'un espace halieutique scindé en deux composantes au développement à deux vitesses : la pêche d'exportation, au large (crevettes et vivaneaux) en essor et la pêche de marché local, côtière qui périclité.

L'acquisition de connaissances solides du milieu côtier (biologie, écologie et exploitation de ses ressources) apparaît plus que jamais, indispensable au développement du secteur halieutique en Guyane.

Stratégie des pêcheurs et respect de la réglementation en Guinée : est-ce compatible ?

Eric Morize

Laurent Drapeau

En 1996, les cartes de répartition des bateaux ayant une licence pour capturer les poissons de fond dans la ZEE guinéenne montrent que la réglementation leur interdisant la zone côtière de 12 milles est bien respectée. Les plans de surveillance mis en place semblaient donc efficaces. En 1997, malheureusement l'effort de pêche de cette même pêcherie débordait de nouveau largement sur les zones interdites.

L'étude des rendements des espèces cibles et de leur répartition géographique montre qu'en fait en 1996 la pêche « poissonnière » exploite au large un stock accessoire de céphalopodes, particulièrement important cette année-là et, qu'en 1997, ce stock ayant quasiment disparu, l'effort des chalutiers s'est reporté sur les espèces côtières, essentiellement des sciaénidés.

Ainsi la cartographie de l'effort, de la répartition des rendements et des gains potentiels a permis de mettre en évidence d'une part que cette pêcherie exploitait deux stocks, les poissons côtiers et les céphalopodes du large et d'autre part que le respect de la réglementation était plus lié au niveau relatif du gain potentiel qu'à l'efficacité de la surveillance. Certaines années, comme en 1997, le gain potentiel au large est si faible comparé à la côte qu'il sera bien difficile de faire respecter la réglementation concernant les zones interdites sans mettre en péril la rentabilité des bateaux.

■ L'exploitation de l'espace estuarien par les pêcheurs rimouskois. La pêcherie de crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) (estuaire maritime du Saint-Laurent, Canada)

Emmanuel Luce

Jean-Claude Brêthes

La pêcherie de crabe des neiges est une espèce récente de grande importance économique au Québec : 11 000 tonnes débarquées en 1997 pour une valeur au débarquement de 41 M\$ CAD (36 % des débarquements totaux toutes espèces confondues). La pêcherie de crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent est abordée en tant que modèle. Elle constitue le prétexte à une analyse multi-échelles de l'exploitation de l'espace halieutique par les pêcheurs. C'est aussi par une double approche géographique et anthropologique que l'on aborde la dynamique d'exploitation de la ressource.

Même si la pêche reste une activité essentiellement conditionnée par la dynamique du stock, le pêcheur doit composer avec les contraintes associées à l'ensemble des facteurs du système pêche (Corlay, 1993). Nous nous attachons ici à définir les stratégies adaptatives des pêcheurs de crabe face aux fluctuations de la ressource, et ce sous les contraintes induites par les autres facteurs du système : environnement physique, réglementations, marché et autres crabiers.

Pour ce faire, des entretiens semi-dirigés ont été effectués auprès de six pêcheurs (sur les 22 pêcheurs « crabiers » que compte l'estuaire du Saint-Laurent) au cours du printemps et de l'été 1998. Trois d'entre eux nous ont communiqué leurs carnets de bord personnels sur lesquels la dynamique quotidienne de l'effort est répertoriée :

nombre de casiers mis à l'eau, temps d'immersion, position géographique (latitude/longitude), quantité de crabes pêchés. Par le croisement des informations obtenues, il nous a été possible d'établir une première physionomie des territoires de pêche, et d'interpréter leur dynamique spatiale au cours de la saison. Par ailleurs à l'aide d'un système d'information géographique (*Arcview 3.1*) nous avons dressé une cartographie précise des stratégies adaptatives de capture (en terme d'effort de pêche). Nous avons aussi identifié les différentes structures spatiales quotidiennes de l'effort de pêche. Globalement l'ensemble des informations nous a permis de comprendre comment, et sous quelles motivations, les activités de pêche se déploient à l'intérieur de l'espace de production.

Plusieurs résultats préliminaires ressortent. D'une part, un droit d'usage coutumier assure une exploitation harmonieuse de l'espace estuarien et de la ressource parmi les 22 crabiers. D'autre part, la dynamique d'exploitation de la ressource dévoile plusieurs comportements stratégiques. Le pêcheur peut chercher les fortes concentrations de crabes (stratégie de poursuite : constant déplacement des casiers), ou bien préférer intercepter les vagues de crabes en déplacement (stratégie d'interception : déplacement progressif de l'effort) ; à cela s'ajoute une stratégie commune de « non capture » des crabes à faible valeur commerciale et de suivi des migrations bathymétriques de l'espèce. Par ailleurs l'étude à montrer que la notion du « se faire plaisir » peut prendre le pas sur la logique économique dans l'établissement des stratégies de capture.

Références bibliographiques

CORLAY J.P., 1993 —

L'espace halieutique existe, je l'ai rencontré... Essai théorique et méthodologique sur la géographie des pêches. *Cahiers Nantais*, 40 : 57-75.

Du local au global : à qui faut-il confier la gestion des pêches ?

Compte rendu¹ du débat

¹ Ce compte rendu a été retranscrit par Pierre Chavance et Brigitte Mourot à partir de notes et d'un enregistrement des débats sur bande magnétique. Ce dernier est malheureusement fort imparfait et inégal du point de vue technique, il n'y avait en effet pas de microphone mobile pour les intervenants de la salle. Cela expliquera, pour les personnes qui s'en étonneraient, que certaines interventions n'ont pu être traduites de façon exacte et complète. L'Association française d'halleumétrie reste bien entendu responsable de cette transcription.

Jean-Pierre Boude :

« Il est difficile de faire un débat qui ne reprenne pas tout le thème du colloque. Nous avons parlé de trois thèmes. Un premier thème qui concernait l'occupation de l'espace par le poisson, sur lequel il y a matière à débat mais je pense que les questions de fond ne se posent pas à ce niveau-là. Ensuite, nous avons abordé le problème des pêcheurs qui exploitent l'espace et on a résonné en terme de concurrence, de coopération, de conflit, etc. Là encore des choses intéressantes ont été dites, des questions ont été posées, et je pense qu'elles ont été relativement claires. Dans la troisième partie du colloque, lorsque l'on se préoccupe des problèmes de gestion, le débat est centré sur la question du local au global : à qui confier la gestion des pêches ?

La difficulté qu'il y a à répondre à cette question est liée au fait que nous avons tous, dans nos disciplines respectives qui s'occupent d'halieutique, des approches qui peuvent être relativement divergentes. Cela a été signalé à un moment dans les débats au niveau des échelles. Nous disposons d'échelles qui ne correspondent pas, qui ne sont pas les mêmes, et surtout la prise en compte de l'espace est fort diverse suivant les personnes qui se préoccupent de ces problèmes. J'ai noté ainsi certaines conceptions de l'espace qui ont été présentées ici. On a parlé d'espace géographique, d'espace halieutique, d'espace marchand, d'espace réglementaire, d'espace de communication ; on a parlé d'espace du stock, d'espace de l'écosystème, d'espace du système, et j'en oublie. Donc, la première question que j'ai envie de poser d'abord aux intervenants, c'est finalement : compte tenu de ces divergences dans l'appréhension de l'espace, il faut qu'il y ait accord sur les espaces à prendre en compte, ou bien qu'il y ait un arbitrage sur ces différents espaces, et donc définir quels sont les espaces prioritaires. Mais je pense que, si on pose cette question, on va refaire tout le colloque. Je compléterai donc plutôt la question initiale par : à qui confier cette gestion des pêches et comment faire cette gestion des pêches ? »

Serge Garcia :

« Ma première réaction est qu'il y a eu beaucoup de discussions sur les espaces, les types d'espace, la structuration de l'espace, l'allo-

cation, l'appropriation etc., et finalement beaucoup moins de débat sur qui doit gérer, le type d'association, l'implication des acteurs, les mécanismes de prise de décision etc. Je n'ai pas la réponse bien sûr à la question à qui confier la gestion. Il me semble qu'il faudrait partir de principes simples. En général, on confie la gestion à un fiduciaire, c'est-à-dire une personne, une institution, une organisation qui gère en votre nom, cela peut-être l'État, une institution para étatique, une organisation privée. Ou bien on peut confier la gestion aux acteurs eux mêmes, aux utilisateurs et, dans ce cas, on peut se poser la question de voir à quel niveau d'organisation des utilisateurs on va se placer et quels sont les problèmes qui émergent lorsqu'il n'y a pas qu'un seul utilisateur. En effet, on pense souvent qu'on va confier la gestion aux pêcheurs mais on parle aujourd'hui presque systématiquement de gestion intégrée de la zone côtière, ce qui veut dire que si on faisait un comité d'utilisateurs d'une zone à destination halieutique, il n'y aurait pas que des pêcheurs. On peut se poser la question de savoir quel serait la complexité d'un mécanisme chargé de gérer non seulement la pêche mais les activités parallèles dans la zone.

D'autre part, je crois que quand on dit à qui confier la gestion de la pêche, il y a peut-être deux aspects à prendre en compte. Ce sont d'une part les aspects à moyen terme et long terme, c'est-à-dire les aspects normatifs : qui fixe les normes d'exploitation ? qui fixe les normes de gestion ? qui fixe les critères de durabilité ? qui va déterminer la structure d'un système d'indicateurs ? qui va travailler sur les principes de décisions ? etc. Et d'autre part, il y a la gestion à court terme, opérationnelle, celle de tous les jours. Un des grands problèmes de la gestion de la pêche, c'est qu'on a souvent tendance à mélanger les deux. On va demander aux pêcheurs leur avis sur des notions qui sont en fait à long terme et systémiques ou normatives et ensuite ce sont les chercheurs qui définissent les maillages à utiliser. Il y a donc un peu, mélange de genres et de là découle une certaine complexité de la gestion ».

Jacques Weber :

« En 1990, on s'était posé la question dans ces termes-là à peu près, avec Martine Antona, pour le congrès de l'IIFET au Chili et, ce qu'on

avait avancé, je ne l'ai pas trop vu réfuté dans la suite. L'idée était qu'il est intéressant que le niveau global se consacre à la définition la plus rigoureuse possible des règles de décision et du cadre de mise en œuvre de ces règles de décision et qu'il laisse le niveau le plus local possible mettre en œuvre ces règles de décision. Le plus local possible n'est pas un espace déterminé une fois pour toutes, il dépend de la nature des ressources ou des écosystèmes envisagés. La condition de localité étant que les acteurs impliqués, les parties prenantes, se connaissent suffisamment entre elles pour pouvoir se surveiller mutuellement et l'on n'ait pas une inflation des coûts de contrôle. Voilà la règle générale et un exemple malgache : 97 % de Madagascar appartient au domaine privé de l'État, qui n'a bien sûr pas les moyens d'en contrôler l'accès ; le résultat c'est une situation généralisée d'accès libre de fait qui se traduit par l'impossibilité pour les communautés locales d'empêcher des migrants de s'installer, etc. Le résultat en est que la forêt brûle. Pas de solution autre que de mettre fin, d'une manière ou d'une autre, à ces situations d'accès libre de fait.

À ce moment-là, l'idée suggérée qui a fini par se traduire par une loi, c'est le transfert du contrôle de l'accès et de la gestion des ressources du domaine privé de l'État par les communautés locales. Mais ça ne se fait pas comme ça. L'idée est que cela puisse se faire dans le cadre de contrats entre ces communautés et l'État, mais pour que cela soit possible, il fallait encore modifier les règlements ou les lois à niveau national. Donc le niveau national conditionne la possibilité du local. Il fallait pour cela qu'il y ait reconnaissance juridique de ces communautés locales, qu'elles puissent passer des contrats ; deuxièmement, il fallait également revoir complètement les régimes fonciers pour rendre possible la reconnaissance légale des droits d'usage permanents ou temporaires sur les espaces déterminés. Vous voyez, pour que l'action locale soit possible, il fallait que les cadres réglementaires nationaux soient en place et que les règles de décision dans la mise en œuvre, la conception et la mise en œuvre des contrats soient clairement explicitées au niveau national. Voilà un exemple ».

François Gauthiez :

« Je crois que ce qui a été mis en évidence ce matin par Serge Garcia, notamment les questions de hiérarchisation, d'emboîte-

ment d'échelles est quelque chose de très important. Selon la question qui est posée et selon l'étendue de l'objet qui est à gérer, il est clair que les instances de décisions seront soit l'État, soit un groupement d'État, soit une région, soit des entités plus petites. Et je crois qu'il est très important d'avoir à l'esprit cette nécessité d'emboîtement, de hiérarchisation avec probablement l'idée que ce principe de subsidiarité permet une efficacité maximale des prises de décision. Je voudrais aussi rappeler que, dans le contexte français, est établi le caractère public des ressources et donc clairement la responsabilité de l'État en matière de gestion des ressources halieutiques. Ceci étant dit, ne fantasmons pas sur une centralisation et une gestion totalement centralisée des ressources halieutiques et des activités de pêche. Comme je l'ai dit, il y a cette notion de subsidiarité qui est très largement mise en œuvre et bien sûr, une décentralisation des décisions et une étroite association, une cogestion, avec le monde professionnel qui est aussi très largement mise en œuvre ».

Jean-Pierre Boude :

« Je pense qu'on tombe sur le problème d'un principe de subsidiarité, voire un principe de subsidiarité généralisé, mais pas seulement au niveau des principes européens. C'est le problème de la place du local et des conditions qui font que le local peut fonctionner : quelles règles peut-on mettre en place pour que ce local puisse fonctionner correctement à la satisfaction des groupes intéressés ? À ce sujet, il y a une autre question qui se pose. On a beaucoup parlé de collectivités de pêcheurs mais le sens de collectivité n'a pas toujours été très précisé. C'est au bénéfice de qui finalement, le niveau local ? C'est important de se poser ce type de question. »

Jacques Weber :

« Pour ceux qui seraient intéressés par cette question, la FAO vient de sortir un document collectif édité par Anderson de la division des forêts sur « Pluralisme, gestion locale des ressources » qui se pose l'ensemble des questions qui sont débattues dans cette tribune et cela vient de sortir. »

Serge Garcia :

« On peut rajouter également ceci : quand on dit à qui on va confier la gestion, on est en train de dire aussi à qui on va confier la ressource. Parce qu'on ne peut pas confier la gestion à des gens qui ne sont pas propriétaires ou qui n'ont pas une responsabilité particulière. C'est pour cela que quand on parle des divisions géographiques de la ressource et des divisions géographiques des systèmes de gouvernance, on trouve qu'il y a des parallèles et qu'il y a des conflits également dans les systèmes de structure parce qu'il faut que les gens qui sont chargés de prendre des décisions soient des gens qui aient, en même temps, une responsabilité formelle vis-à-vis de la ressource et qui, sur le plan légal, sont éventuellement susceptibles d'être entraînés devant les tribunaux pour faire face aux conséquences des actions entreprises sur ces ressources. Ce qui veut dire que la gestion de la ressource, l'allocation de la gestion de la ressource et l'allocation des droits d'usage sont en fait deux choses qui vont pratiquement en parallèle. Aujourd'hui on parle de plus en plus de décentralisation de la responsabilité de la gestion, mais c'est aussi parce qu'on parle, en même temps, beaucoup de décentralisation des droits d'usage à des groupes sociaux de plus en plus petits et éventuellement à des individus eux mêmes ».

Jean Boncoeur :

« Quand on parle de subsidiarité et de gestion locale de la ressource, on ferait bien de faire attention, dans un pays comme la France, en tout cas, aux mutations profondes de pressions économiques qui sont en cours au sein de la filière pêche. Je pense en particulier, au secteur dit artisanal. C'est très intéressant de regarder ce qu'est en réalité le secteur dit artisanal. C'est un secteur en mutation très rapide et cela a un lien direct avec l'objet de notre débat et les espaces, parce que cela veut dire que ces notions de communautés locales de pêcheurs deviennent, en tout cas pour certains de ces segments de la flotte de pêche française, de plus en plus décalées par rapport à la réalité. La mobilité géographique est en train de se reposer dans un cadre complètement différent par rapport aux visions traditionnelles qu'on en a ».

Alain Laurec :

« Quand vous envisagez à qui donner la gestion, je voudrais simplement vous demander d'être totalement réalistes. Quand je discute dans les différents États membres, je rencontre souvent des gens qui ont l'impression qu'il y a, quelque part autour de la nébuleuse de Bruxelles, une volonté de centraliser, qu'il faut se battre pour le choix de décider plus localement. J'ai connu plutôt l'inverse, c'est-à-dire qu'un certain nombre d'échelons, autre que le communautaire, sont réticents à assumer l'impopularité résultant des décisions de gestion. Si l'on veut discuter de décentralisation, il faut tout décentraliser, la responsabilité politique comme le pouvoir de décision. C'est une remarque que je fais, tirée de ma propre expérience ; il y a beaucoup de fantasmes et beaucoup de gens qui disent être preneurs de démocratisation, et qui n'ont qu'une crainte, c'est d'avoir à assumer une responsabilité.

Un deuxième élément et un des obstacles à la vision qu'exposait Jacques Weber provient de la suspicion entre les responsables locaux. C'est un phénomène dont on parlait ce matin avec F. Gauthiez au sujet des fermetures et ouvertures en temps réels ; on évoquait en effet le fait que ces fermetures sont détournées de leur objectif initial par les responsabilités locales pour en faire de la discrimination. C'est un deuxième point dont il faut tenir compte : Même si on décentralise la mise en œuvre de certains outils, il faudra une autorité au niveau supérieur qui soit garante du fait que cela soit fait de façon équitable.

Dernière remarque et troisième facteur limitant les possibilités en matière de décentralisation. Il est extrêmement difficile dans le monde de la pêche de dire et faire admettre qu'il y a, tout de même, un certain nombre d'autres acteurs directement concernés ? Je pense que de plus en plus que la société, au sens large, demande des comptes aux acteurs de la pêche vis-à-vis de la préservation des écosystèmes ».

Jacques Weber :

« Je voudrais donner un exemple pour ne pas rester théorique : Niger, la commercialisation du bois de feu autour de Niamey. On a

défini des zones de pression forte, moyenne et faible, et on met en place une taxe différentielle ; on n'interdit pas les zones mais si les commerçants veulent y aller chercher du bois, cela leur coûte très cher sur le plan des taxes et ils doivent circuler avec un ticket de taxe de la couleur correspondant à la zone où ils ont été prendre le bois. Vous voyez tout de suite ce qui se passe : il y a nécessairement un marché parallèle des tickets et du bois de feu. Ceci est suivi de très près par des scientifiques pendant les deux ou trois premières années de mise en place du système et on se pose la question de l'autorité qui va réguler ou contrôler cela. Et finalement, on adopte une autre méthode qui est de calculer en permanence les coûts associés à ce double marché, comparés aux bénéfices que produit la taxe, en terme à la fois de produit pour le budget de l'État mais aussi de réorientation de la pression des forestiers vers les zones où on veut qu'ils aillent. Puis, on se dit que tant que les coûts de contrôle restent inférieurs au bénéfice global du système, ce n'est pas la peine d'aller plus loin. C'est comme cela qu'on raisonne ».

Espérance Cillaurren :

« À travers les présentations qui ont été faites et les questions qui ont été posées, on a le sentiment que s'il y a des difficultés à gérer l'exploitation de la ressource, il y a aussi un gros problème au niveau de la gestion de l'information. Quand on décide de qui va gérer une ressource, il faudrait se demander quelles informations cette personne va avoir et comment se font les transferts d'information entre les différents acteurs. Cela est un problème auquel chacun pense mais que peu de personnes expriment. L'expérience canadienne est éloquent dans ce sens car elle indique un effort évident de transfert de l'information entre les différents acteurs. Tant que l'on coupera les transferts d'information, on aura des problèmes de gestion ».

Serge Garcia :

« C'est parfaitement exact : quand on parle de décentralisation des responsabilités dans les communautés côtières, par exemple dans les pays en développement, le vrai problème vient du fait que les communau-

tés côtières, contrairement à ce qu'on croit, n'ont pas la capacité de gérer, de stocker l'information, de la traiter. On tend à penser qu'elles l'ont de manière intrinsèque, mais en réalité, ce n'est pas vrai ».

Benoît Mesnil :

« Je voudrais réagir à ce que je viens d'entendre tout de suite : il y a peut-être une question que l'on n'a pas précisée. Quand on a dit à qui confier la gestion, Espérance vient de dire le terme « gestion de la ressource ». Est-ce que c'est bien la gestion de la ressource qui nous intéresse ou n'est-ce pas la gestion d'un secteur des pêches, la gestion d'un secteur économique. Il s'agit de quelque chose d'assez différent ».

Jean-Pierre Boude :

« C'est une question que nous avons abordée lors du premier Forum halieumétrique, il y a deux ans, et où nous avons comparé nos différentes conceptions de la ressource. Cela avait été extrêmement utile parce qu'on s'était aperçu que la conception qu'en avait un économiste n'était pas tout à fait celle qu'en avait le biologiste et qu'on ne parlait pas de ressource dans le même sens ».

Espérance Cillaurren :

« Quand on aborde la question de l'information, il faut se poser la question de quel va être le meilleur vecteur de cette information. Il existe différents outils pour ce transfert de l'information et différents modes d'organisation des différentes institutions dans ce transfert; on doit se poser la question de leur influence sur la gestion ».

Serge Garcia :

« On a beaucoup parlé au cours de cette réunion d'objet de dialogue, c'est-à-dire d'objets communs qui vont permettre la communication autour de l'enjeu de la gestion. En réalité on parle de gérer la ressource

du secteur, de la ressource mono-spécifique, multi-spécifique, des espèces associées, de l'environnement, des habitats critiques et de tout ça en même temps parce que, aujourd'hui, on ne peut pas faire de pêche en gérant seulement la ressource cible. La gestion va donc impliquer beaucoup de gens et il faut que les informations relatives à cet ensemble, qui sont souvent de nature très différente et très complexe, soient présentées de manière compréhensible par tous les acteurs, en particulier quand on veut associer les pêcheurs, les associations, les syndicats. Il semble que l'un des objets qui permet aux gens de communiquer entre eux de manière relativement simple, c'est la carte thématique, et donc les systèmes d'information géographiques. Les bases de données géoréférencées sont au centre de tout le débat information - analyse - traitement - transfert des idées ».

Alain Laurec :

« En fin de compte, que fait-on à la Commission, si ce n'est essayer de gérer non pas les vrais avis scientifiques mais la perception qu'en ont les décideurs qui font les politiques. Je me méfie des cartes car si une carte, c'est bien, cent cartes sont totalement contre productives. Nous sommes actuellement totalement inondés de cartes à la Commission sur la Méditerranée « grâce » au SIG. L'énergie consacrée à faire ces cartes n'est plus consacrée aux choses de base : mesurer les longueurs au débarquement, faire passer les messages essentiels du type de celui sur la surexploitation. Je suis en effet très frappé de voir comment la sophistication du message des scientifiques devient contre productive. Tout le monde reconnaît qu'il y a un vrai problème de surcapacité et qu'il nous reste sur les bras après contrôle, mais le message des scientifiques n'est pas remonté. Ce message clair des biologistes comme des économistes ne remonte pas. Alors, si j'ai quelque chose à vous recommander quand vous essayez de transmettre des informations, accordez une importance tout à fait secondaire au point de vue de la communauté scientifique. Les scientifiques, dans la façon dont ils s'expriment, tendent beaucoup plus à se protéger des critiques de leurs collègues qu'à se faire comprendre. Moquez-vous de la critique de vos collègues scientifiques, qui vous diront que c'est plus compliqué que cela. Les décideurs, eux s'en remettent aux opinions publiques qui ont besoin

de choses simples. Vos messages doivent, à la fois convaincre les décideurs, qui sont des intellectuels, mais aussi les opinions publiques dont dépendent les décideurs ».

Jean-Pierre Boude :

« Est-ce que ce sont aussi les leçons que tire la DG 14 des grandes consultations qui ont été faites auprès des pêcheurs et que vous venez d'achever, je crois? »

Alain Laurec :

« Les conclusions que tire la DG 14 découlent du fait que, depuis plusieurs années, la DG 14 a fait des appels à propositions pour la mise au point d'outils de communication et, ce qui nous a beaucoup étonnés, nous n'avons pas reçu de propositions. En revanche, nous avons reçu régulièrement des propositions de la part des scientifiques qui reflétaient le souci de poursuivre ce qu'ils avaient en cours. Que cela soit des biologistes ou des économistes. J'ai été très étonné, comme ex-scientifique, de voir comment la communauté scientifique était assez peu réceptive et était, avant tout, gouvernée par les critiques des collègues et l'inertie ».

Espérance Cillaurren :

« Est évoquée par Alain Laurec la question importante de l'équilibre fragile qu'il faut maintenir entre l'objet étudié et la méthode utilisée. Il est vrai qu'autour des SIG il a pu se constituer des équipes de recherche pour lesquelles le SIG est devenu un véritable objet d'étude.

Je voudrais également insister sur un autre point lié au fait que pour que le destinataire de l'information soit satisfait de l'information qu'on lui propose, il faut qu'il soit inclus dans la construction de cette information. Sur la base de nos expériences de terrain, je peux dire que si vous disposez d'un espace de communication avec le pêcheur, celui-ci aura toujours un avis à donner sur ce que vous pro-

duisez. Il va vous dire : cela, je le savais ; cela n'est pas vrai, je ne l'ai pas observé. Donc, il faut toujours tenir compte de son avis et l'intégrer dans cette espèce d'analyse et conception de l'information. Cela me semble tout à fait fondamental ».

Verena Trenkel :

« Au cours de ce débat, on se demande à qui confier la gestion et on parle beaucoup du pêcheur, du gestionnaire, du politicien, mais il manque quelqu'un : c'est tout le monde, c'est le public, le citoyen. Je trouve que le débat est très centré sur les spécialistes qui sont toujours en train de décider. Ne faudrait-il pas élargir le débat vers l'opinion publique ? »

Didier Gascuel :

« Un mot sur les SIG : ils peuvent être parfaitement contre productifs, comme les tableurs ont pu être parfaitement contre productifs à une époque. Ce n'est pas l'outil qui remplace la nécessité de l'analyse, de la synthèse et l'identification d'un certain nombre de résultats. Je pense que les SIG, comme d'autres outils informatiques, ne remplacent pas le travail de synthèse scientifique.

Mais ce n'est pas tant là dessus que je voulais intervenir que sur les réseaux d'information. Il me semble que la gestion des pêches appartient d'une certaine manière à celui qui possède l'information. De ce point de vue, il est intéressant pour nous, communauté scientifique, de nous demander à qui nous destinons l'information que nous produisons. En effet, la vocation d'une communauté scientifique est de produire de la connaissance ; c'est une lapalissade de le dire. Dans bien des domaines, cette connaissance est d'abord produite à destination de la communauté elle-même. Ce qui me paraît très frappant c'est que pendant longtemps - c'était à la fois une de ses forces et je pense aussi une de ses faiblesses - la connaissance scientifique produite par la communauté des halieutes avait une destination principale qui était ce qu'on appelait à l'époque « les décideurs » (cette appellation fait maintenant un peu désuet).

L'information était en gros destinée aux groupes de travail du CIEM et la DG 14, qui devaient ensuite proposer des réglementations et notamment des quotas. Ces organismes continuent d'être de gros utilisateurs et il est tout à fait souhaitable qu'ils en soient ainsi. Leurs avis, et les mesures de gestion prises ensuite, doivent s'appuyer sur la connaissance scientifique que nous essayons de produire. Nous devons donc faire des efforts pour que notre production scientifique réponde à leurs besoins.

Mais ce qui me semble aussi évident, c'est qu'il y a aujourd'hui diversification des utilisateurs de la connaissance scientifique produite en halieutique. Il y a ainsi des choses que nous produisons qui ne sont pas directement liées à la gestion des pêches. On l'a bien vu dans la première session : nous produisons de plus en plus de connaissances scientifiques de nature écologique, de compréhension d'un certain nombre de phénomènes qui intéressent d'autres communautés scientifiques.

Pour revenir plus directement à des problèmes de gestion des pêches, je pense qu'à l'avenir elle appartiendra davantage à deux utilisateurs, que je distinguerai. Elle appartiendra d'abord, peut-être mieux qu'elle ne le fait actuellement, aux pêcheurs eux-mêmes. Il faut pour cela qu'ils soient destinataires de notre production scientifique et qu'ils soient aptes à la comprendre. Ceci suppose de bonnes interfaces, et ce qui me paraît très révélateur c'est de voir comment un certain nombre d'organisations de pêcheurs investissent actuellement dans le « domaine intellectuel ». Elles se donnent ainsi les moyens d'avoir les interfaces qui leur permettent de venir, chez nous, chercher ce que nous produisons. Un certain nombre d'étudiants de l'Ensar, ingénieurs halieutes, ont par exemple été recrutés dans des armements, avec comme mandat d'être là pour "faire l'interface" entre la production scientifique et l'armement. Mais les scientifiques eux-mêmes ont aussi des choses à faire dans ce domaine. Ils doivent sans doute produire plus d'informations scientifiques accessibles pour les pêcheurs. C'est ce qui permettra probablement une meilleure association de ces derniers aux processus de décision et de gestion des pêches.

Nous avons le même problème avec le grand public ; c'est le second utilisateur que je veux évoquer. Évidemment, il sera toujours difficile de faire comprendre à la ménagère de plus de 50 ans un dia-

gnostic de rendement par recrue, sous différentes hypothèses et différentes méthodes de calibration de la VPA. Mais il existe des médiateurs du grand public et les organisations écologiques doivent jouer un rôle à ce niveau. Là aussi, on assiste à une évolution. L'époque où il y avait quelques groupes "d'écologistes terroristes", qui racontaient tout et n'importe quoi sans rien connaître aux problèmes halieutiques, est, je pense, de plus en plus révolue. On voit paraître dans les colloques scientifiques des représentants d'un certain nombre d'organisations écologiques qui ont acquis un haut niveau de compétences, qui sont parfaitement capables de comprendre les connaissances scientifiques que nous produisons. Ils deviennent ainsi aptes à jouer ou à essayer de jouer ce rôle de médiateur. Cela rejoint ce que disait Alain Laurec, tout à l'heure sur le multi-usage. Dans le multi-usage, il y a cette idée de valeur que le grand public accorde au milieu marin : valeur patrimoniale, biologique, écologique. Notre production scientifique doit aussi aller dans ce sens-là ; elle doit nourrir cette implication des groupements écologistes dans les processus de gestion et nous devons aussi produire des connaissances en relation avec ces problèmes de valeur patrimoniale ou écologique ».

Jean-Claude Brêthes :

« Il faudrait sortir tout de même de cette image d'idiot misérabiliste, du pêcheur qui ne comprend rien. Les pêcheurs que l'on rencontre quotidiennement sont parfaitement capables de comprendre des choses complexes. Ils utilisent Internet et ont par ailleurs des outils très sophistiqués sur leur bateau auxquels je ne comprends rien.

À qui confier la gestion ? On se demande si on gère une ressource ou on gère une pêcherie. C'est un très vieux débat, cela fait des années que l'on en discute, et j'ai l'impression que l'on n'en sort pas. On a parlé de ressources, qui évoluent, on donne des quotas mais derrière cela il y a une activité économique qui est en rapport avec la surexploitation. On parle aussi de surcapacité et on gère la surcapacité en gérant la mortalité par pêche. Ce qui fait qu'au Canada, mais dans d'autres endroits aussi, il arrive que l'on décide de quota d'un côté et que le gouvernement donne des subventions pour améliorer la flotte, de l'autre.

Concernant la décentralisation, je suis d'accord avec l'analyse d'Alain Laurec, sur le fait que les gens sont réticents. C'est bien beau mais, si on gère soi-même, il n'y plus personne vers qui se retourner. Il y a un deuxième niveau de méfiance, car nous sommes dans un contexte de restrictions budgétaires, de tendance libérale et de réduction du rôle de l'État et, en réalité, la décentralisation correspond souvent à une décentralisation des charges. C'est-à-dire que l'on va garder en haut lieu une certaine forme de contrôle et les pêcheurs vont devoir payer tout ce que faisait Pêches et Océans, sans avoir véritablement de pouvoir. C'est une des raisons de la résistance à la décentralisation qu'il ne faut pas sous estimer. J'ai l'impression et le sentiment que les pêcheurs demandent tout de même l'aide extérieure. Le rôle d'arbitrage demeure très nécessaire. Mais il n'y a pas de réponse simple. Si certains contextes appellent à la décentralisation, il y en a d'autres, en revanche, où les acteurs ne veulent pas en entendre parler ».

Alain Laurec :

« Un mot pour être positif. En matière de réussite, je pense que la FAO a réussi autour des problèmes de précaution à faire passer un message simple, clair et qui reste nuancé. Je tiens à dire que c'est tout à fait remarquable ce qui a été fait. Nous, on approuve ».

Olivier Mikolasek :

« Je voudrais profiter de l'occasion pour dire quelques mots sur les pêcheries continentales sur lesquelles j'ai travaillé en particulier celles du Mali, du Tchad et du Niger. Là, on sait à qui confier la gestion de la ressource ou, au moins, on sait bien à qui ne pas la confier. D'une façon générale, on sait que, sur ces milieux, ce sont les communautés de pêcheurs qui ont le mieux géré la ressource jusqu'à présent. Dans le cas que je connais bien du Niger, les ressources du fleuve peuvent être convenablement gérées, avec les moyens du pays, si on la confie aux pêcheurs à travers des contrats avec l'administration centrale ou des collectivités territoriales, s'il s'avère qu'elles ont une certaine existence, ce qui n'est pas encore le cas.

La deuxième chose que je dirai concerne les SIG. Les SIG seront toujours des produits externes. L'information en Afrique, vous le savez, se fait en pirogue, à pied, autour d'un arbre. Les SIG ne seront que peu ou pas utilisés ou bien uniquement par des équipes internationales. Ce sont et resteront des produits de pays riches ».

Vincent Ginot :

« C'est une petite remarque au sujet de l'information. Je crois que l'on ne peut dissocier l'information du temps que l'interlocuteur peut y consacrer. La bêtise ou la non bêtise du Ministre est essentiellement liée au temps. On passe du discours au slogan, en fonction du temps dont dispose l'interlocuteur ».

Serge Garcia :

« J'ai une remarque à faire sur la question qui a été posée : « À qui faut-il confier la gestion ? » Avec une question posée ainsi de manière cristalline, on a l'impression que l'impératif est de donner la gestion à Pierre, à Paul ou au pêcheur, ou au gouvernement. En fait, la réalité est beaucoup plus compliquée que cela parce que si l'on essaye de savoir ce qu'est la gestion, on s'aperçoit que, dans la gestion, il y a ce que nous incluons en général conventionnellement c'est-à-dire la collecte des données, l'analyse, l'élaboration des options, les décisions, le suivi à faire, le contrôle, etc. La gestion est par conséquent une tâche relativement compliquée. La question de savoir à qui on doit la confier n'appelle donc pas une réponse simple, blanc ou noir.

D'autre part, quand on pose cette question, on a aussi l'idée de la participation. Il y a une tendance générale à augmenter la participation des acteurs à des systèmes de décision qui jusque-là étaient très centralisés, mais là encore quand on parle de participation cela va depuis le simple contact jusqu'à la responsabilité exclusive y compris légale. Ainsi l'implication des acteurs du secteur eux-mêmes au processus peut se faire à différents niveaux.

Je dirai pour conclure qu'en fait toutes ces idées sont relatives à des approches d'aménagement conventionnelles avec la perspective

d'un secteur des pêches simplement géré par les pêcheurs. Elles sont en fait déjà pratiquement dépassées. Nous sommes entrain de discuter de quelque chose qui le temps d'être mis en place ne sera déjà plus opérationnel. Les pêches ne seront pas seulement gérées par les pêcheurs et le système de l'environnement côtier ne sera jamais géré par les pêcheurs uniquement ».

Jean-Pierre Boude :

« Je pense que cette dernière remarque est importante et fait une bonne conclusion à nos débats ».

Résumés

Ovide Arino : « Mathématiques appliquées à la dynamique de population. Calcul de la distribution asymptotique stable »

À l'aide d'un exemple élémentaire, l'article introduit une question fondamentale en dynamique de population, celle de la structure asymptotique de la population. Il illustre ensuite sur deux cas l'apport de l'analyse mathématique à la résolution de cette équation.

Mots clés : Suite de Fibonacci — Modèle de Leslie — Modèle linéaire — Modèle structuré — Distribution asymptotique stable.

Laurent Nottale : « La théorie de la relativité d'échelle. Réflexions pour une application à l'halieutique »

On montre que sous les trois hypothèses suivantes, (i) très grand nombre de trajectoires virtuelles, (ii) chaque trajectoire est fractale, (iii) irréversibilité microscopique, l'équation de la dynamique classique peut s'intégrer sous forme d'une équation de Schrödinger généralisée. Ceci conduit à proposer une nouvelle méthode d'approche des problèmes de morphogenèse, dans laquelle des structures hiérarchiques sont naturellement produites (en dépendance des conditions aux limites et des forces en présence) et sont décrites en terme de densité de probabilité. Un exemple d'application est donné dans le cas où la force appliquée est celle d'un oscillateur harmonique.

Mots clés : Relativité d'échelle — Auto-organisation.

Arnaud Bertrand, Christophe Misselis, Erwan Josse, Pascal Bach : « Caractérisation hydrologique et acoustique de l'habitat pélagique en Polynésie française. Conséquences sur les distributions horizontale et verticale des thonidés »

Trois espèces de thons constituent la ressource cible des pêcheries palangrières en Polynésie française : le germon (*Thunnus alalunga*), le thon à nageoires jaunes (*Thunnus albacares*) et le thon obèse (*Thunnus obesus*). Les distribu-

tions géographique et bathymétrique de cette ressource sont étroitement liées aux paramètres hydrologiques et trophiques de l'environnement. Dans le cadre du programme Ecotap, des pêches expérimentales réalisées à l'aide d'une palangre instrumentée ont été couplées à des relevés hydrologiques et des prospections acoustiques.

La structure hydrologique est étudiée à l'aide de profils de température, salinité et d'oxygène dissous jusqu'à 500 mètres de profondeur. Une analyse typologique des stations menée à partir de ces variables permet de définir trois zones hydrologiques. Les écho-prospections réalisées entre 0 et 500 mètres, à l'aide d'un sondeur Simrad EK 500 permettent de mesurer une réponse acoustique considérée comme représentative de la biomasse en poissons micronectoniques. Cette biomasse est considérée comme un indice de la capacité trophique du milieu pour les thons. L'étude de la distribution verticale et horizontale du micronecton permet de définir trois zones assez similaires aux zones hydrologiques quant à leur distribution spatiale.

La distribution des thons est étudiée à partir des captures réalisées à la palangre instrumentée ainsi qu'à l'aide des échos individualisés détectés par acoustique pouvant être considérés comme étant des thonidés. Dans les deux cas, des informations spatio-temporelles précises sont disponibles pour chaque poisson. Les distributions horizontale et verticale des thons sont étudiées en fonction du volume d'habitat et de la capacité trophique du milieu. La stratégie d'occupation de l'espace apparaît différente selon les espèces. La distribution des germons est limitée par les conditions hydrologiques mais si le volume d'habitat est suffisant, la capacité trophique du milieu devient un facteur principal et permet d'augmenter les densités en germons à volume d'habitat égal. La distribution du thon obèse est liée à la capacité trophique du milieu mais une relation de densité dépendance apparaît. Enfin, la distribution du thon à nageoires jaunes semble être directement liée à la quantité et la disponibilité de nourriture.

Mots clés : Thons — Répartition spatiale — Relation ressource/environnement — Prospection acoustique — Polynésie française.

Aboubacar Sidibé, Didier Gascuel, François Domain, Pierre Chavance : « Estimation d'abondance et changement de répartition spatiale. Le cas du bobo (*Pseudotolithus elongatus*) en Guinée »

Les variations spatio-temporelles d'abondance du stock de bobo de Guinée sont analysées sur la période 1985/98 par trois catégories d'approches complémentaires. Premièrement, une évaluation du stock est conduite par les méthodes d'analyse de cohorte et de rendement par recrue, en s'appuyant sur les statistiques de captures disponibles pour la période récente (96/98). Deuxièmement, des indices annuels de densité sont calculés par modélisation linéaire des données des campagnes de chalutages scientifiques, réalisées depuis 1985 dans les strates bathymétriques de 5 à 30 m. Enfin, l'estimation des surfaces des strates permet de mettre en cohérence ces deux types de résultats et d'estimer un modèle de répartition des biomasses en début et fin de période, dans l'ensemble des strates de 0 à 30 m.

Dans la période récente, la biomasse du stock est estimée à environ 9 000 tonnes; l'exploitation, très majoritairement liée à la pêche artisanale, conduirait à une situation globale de pleine exploitation. Les indices de densité montrent une forte diminution de l'abondance du bobo, entre début et fin de période. Cette diminution est particulièrement marquée dans les strates de forte abondance, entre 5 et 10 m. Le modèle de répartition des biomasses, montre qu'une part essentielle du stock (probablement supérieure à 75 %) se situe dans la strate la plus côtière (0 à 5 m) qui échappe au navire océanographique. La biomasse de début de période, qui correspondait à une situation proche de l'état vierge, est estimée à environ 18 000 tonnes. Le développement de l'exploitation s'est ainsi traduit par une baisse d'abondance, avec un impact qui s'avère être différent selon les strates bathymétriques. On met ainsi en évidence une rétraction du stock sur la zone la plus côtière.

Mots clés : Évaluation de stock — Abondance — Répartition spatiale — *Pseudotolithus elongatus* — Guinée.

Philippe Riou, Olivier Le Pape, Stuart Rogers, Michel Lemoine :
« Intérêt de l'étude des nourriceries de soles (*Solea solea*) et de plies (*Pleuronectes platessa*) à l'échelle de la Manche Est (division CIEM 7D). Application à l'identité de stock et à l'estimation du recrutement »

La Manche Est (division CIEM VIID) est considérée comme une unité de gestion pour les stocks de sole commune (*Solea solea*) et de plie (*Pleuronectes platessa*). À cette échelle, l'objectif de ce travail est d'étudier la variabilité spatio-temporelle d'abondance des juvéniles de soles et de plies sur les nourriceries côtières, puis de calculer un indice annuel d'abondance de pré-recrues pour ces deux espèces. Cette étude repose sur des données de campagnes à la mer de ces vingt dernières années sur l'ensemble de la Manche Est. Une base de données a été développée regroupant les captures de juvéniles de sole et de plie. Elle rassemble près de 4 000 traits de chalut à perche réalisés sur les zones côtières française et anglaise de Manche Est en automne. En raison de l'hétérogénéité des engins de prélèvement, une intercalibration des différents chaluts utilisés a été réalisée afin d'uniformiser les données.

Des analyses multivariées ont permis d'étudier les fluctuations inter-annuelles d'abondance de juvéniles pour ces deux espèces en Manche Est. Cette approche conduit à séparer différents secteurs de nourricerie au sein desquels les variations inter-annuelles d'abondance sont synchrones. En utilisant un modèle linéaire généralisé, un indice d'abondance de juvéniles de soles et de plies de groupe 1 a été calculé pour la Manche Est en prenant en compte l'ensemble des nourriceries. Seul l'indice annuel de pré-recrues de soles est corrélié significativement aux indices d'abondance annuels calculés par analyse de cohortes lors des groupes de travail du CIEM. Ce résultat confirme une relative indépendance du stock de sole en Manche Est vis-à-vis des stocks voisins, des résultats inverses étant obtenus pour la plie. Cette méthode de modélisation utile à l'identification biogéographique des stocks permet de plus d'améliorer significativement la précision de l'estimation de l'indice d'abondance de pré-recrues utilisé par le CIEM.

Mots clés : Manche Est — Nourricerie — *Pleuronectes platessa* — *Solea solea* — Stock — Modèle statistique.

Clara Ulrich, Didier Gascuel, Robert Bellail : « Estimation de l'importance des stocks locaux en Manche, et conséquences pour la gestion. Application du modèle In/Out à sept espèces »

Un stock est considéré comme une unité de gestion fonctionnelle couvrant une étendue géographiquement délimitée. Cependant, une politique de gestion peut souvent être envisagée dans une zone à une échelle différente de l'aire de répartition du stock. Dans le cadre d'un projet européen de modélisation bioéconomique des pêcheries de la Manche, on cherche ainsi à estimer les courbes de production locale (c'est-à-dire production Manche vs. effort Manche) des principaux stocks, dont certains sont évalués à une échelle spatiale beaucoup plus large que le seul bassin Manche ; un changement de l'effort en Manche aura donc souvent un effet mineur sur le stock global. Or l'homogénéité complète du stock n'est pas toujours vérifiée, et la fraction présente en Manche peut être, au moins pour partie, indépendante de la fraction hors Manche.

Afin d'estimer l'impact d'un changement d'effort local, on propose un modèle appelé modèle In/Out. Les captures en Manche sont considérées comme résultant de deux composantes : une fraction b qui provient d'un stock local présent uniquement en Manche (composante IN), et une fraction $1 - b$ qui provient du stock global, stock qui comprend également la partie extérieure à la Manche (composante OUT). Chaque stock subit une mortalité par pêche estimée par analyse des cohortes (VPA). Le modèle permet d'explorer la sensibilité de la fonction de production locale à la valeur de b . Une méthode statistique d'estimation de b , basée sur l'utilisation d'un modèle global, est également proposée.

La méthode est appliquée à 7 différents stocks de la Manche, évalués jusqu'à présent à plus large échelle par les groupes de travail du CIEM. On montre que la méthode s'applique bien pour la sole et la plie, qui peuvent être considérées comme des stocks « Manche ». Les résultats concernant le merlan et la morue sont peu significatifs.

Mots clés : Évaluation — Manche — Modèle global — Stocks locaux.

Olivier Maury, Didier Gascuel, Alain Fonteneau : « Un modèle d'advection-diffusion-réaction forcé par l'environnement : application à la population de thons albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique. Étude du phénomène de surexploitation locale »

L'objet de l'article est la présentation d'un modèle spatialisé forcé par l'environnement de la population de thons albacore de l'Atlantique. Le modèle s'appuie sur des relations non linéaires estimées par modélisation additive généralisée (GAM) caractérisant, d'une part les préférences environnementales des albacores et d'autre part leur capturabilité à différents engins. Formulées analytiquement, les relations caractéristiques des préférences environnementales des albacores sont utilisées pour forcer un modèle d'advection-diffusion-réaction des albacores. Également formulées analytiquement, les relations caractérisant la capturabilité à différents engins permettent d'envisager l'ajustement du modèle aux captures observées. Le modèle permet de simuler la répartition des animaux en fonction de l'environnement océanique et des captures réelles.

À travers différentes simulations, on s'intéresse au phénomène de surexploitation locale des thons adultes dans le Golfe de Guinée. La très grande ampleur du phénomène observée dans les simulations est discutée.

Mots clés : Dynamiques spatiales des populations — Caractérisation de l'habitat — Modèles de bassin — Relations thons/environnement — Impact local de la pêche.

Yunne-Jai Shin, Philippe Cury : « Osmose, un modèle individu-centré spatialement explicite des dynamiques halieutiques multispécifiques »

Un modèle individu-centré Osmose (Object-oriented simulator of marine ecosystem exploitation) est proposé pour l'étude des dynamiques spatiales structurées en âge et taille des assemblages multispécifiques marins. Dans le modèle, l'entité biologique banc de poissons constitue l'individu, *i.e.* l'unité d'action et d'interaction pour laquelle des paramètres biologiques et des règles de comportements sont attribués. Le processus de prédation opportuniste est géré par deux règles simples : pour un banc de poissons donné, la sélection des proies dépend, d'une part d'une co-occurrence spatio-

temporelle, et d'autre part, d'une adéquation de la taille corporelle du prédateur et de sa proie. Ainsi, contrairement à la plupart des modèles multispécifiques halieutiques, aucune relation spécifique prédateur-proie n'est implémentée *a priori*, les relations interspécifiques et les dynamiques spécifiques émergeant des règles de comportement à l'échelle des individus. Le modèle proposé implémente chaque étape clé du cycle de vie des poissons (croissance, survie, reproduction) et permet ainsi d'étudier la dynamique d'un grand nombre de variables à différents niveaux d'agrégation, en particulier le spectre de taille de l'écosystème, l'effectif et la biomasse de chacune des espèces en présence, les captures spécifiques structurées en âge, le niveau de recrutement et de biomasse féconde. Osmose peut en outre être considéré comme un laboratoire virtuel dans lequel des configurations d'assemblages multispécifiques et d'exploitation très variées peuvent être implémentées pour tester certaines hypothèses écologiques ou évaluer les conséquences de mesures de gestion particulières.

Mots clés : Modélisation multispécifique — Modélisation individu-centrée — interactions trophiques — prédation fondée sur la taille corporelle.

Yunne-Jai Shin, Philippe Cury : « Étude de l'impact des refuges marins pour la gestion des pêcheries multispécifiques. Simulations avec le modèle Osmose »

Le modèle multispécifique Osmose (Object-oriented simulator of marine ecosystem exploitation) est utilisé pour simuler les effets de la mise en place de zones refuges dans le cadre de pêcheries multispécifiques non ciblées. Les populations théoriques modélisées, constituées de poissons ichthyophages et mobiles, sont structurées en âge et en taille et interagissent par le biais de règles de comportement de prédation définies au niveau du banc de poissons. Une aire de répartition spatiale moyenne est attribuée à chaque espèce dans laquelle, à chaque nouvelle année simulée, la production larvaire est distribuée aléatoirement. Les simulations réalisées montrent qu'à forts taux d'exploitation, les captures totales sur le long terme peuvent être maintenues à un niveau élevé par l'instauration de zones refuges. En particulier, pour

des niveaux d'exploitation résultant en des taux de mortalité supérieurs à FMSY (MSY: Maximum sustainable yield), la simulation de différentes tailles de réserves marines met en évidence l'existence d'une taille optimale de zone refuge. En outre, la comparaison des effets induits, d'une part par la réduction directe de l'effort de pêche, d'autre part par la fermeture de zones de pêche, suggère que cette dernière mesure est plus efficace en termes de maximisation des captures et de maintien de la biodiversité de l'écosystème exploité. Cet avantage théorique est supposé provenir d'une particularité inhérente à l'instauration de zones refuges : ces dernières permettraient en effet de préserver non seulement une fraction globale des populations mais également un ensemble d'interactions trophiques localisées dans le temps et l'espace, qui pourraient avoir une influence non négligeable sur la dynamique globale du système. Les résultats obtenus doivent toutefois être relativisés dans la mesure où d'autres paramètres potentiellement importants n'ont pas été pris en compte dans le présent travail : de nombreuses études ont notamment montré que l'efficacité des zones refuges était fonction du caractère plus ou moins diffusif et migratoire de la ressource.

Mots clés : Zone refuge — Modélisation multispécifique — Exploitation soutenable — Biodiversité.

Eric De Oliveira, Nicolas Bez, Étienne Prevost : « Quantification de l'impact de rejets polluants sur la production de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) par la géostatistique »

La quantification des dommages causés au patrimoine naturel par les activités humaines le long des cours d'eau est un problème difficile. De nombreuses études ont porté sur les conséquences physiologiques à l'échelle de l'individu, mais les évaluations quantitatives à l'échelle d'une population sont très rares. Dans le cas du Scorff (cours d'eau breton à salmonidés), où des pollutions ponctuelles sont induites par les effluents de deux piscicultures intensives, il est possible d'identifier des zones de cours d'eau perturbées et des zones non perturbées. Sur la base de cette identification préalable de zones perturbées, et en considérant que la pollution n'induit pas d'augmentation des densités de juvéniles de sau-

mons dans les tronçons non perturbés, l'objectif de ce travail est de quantifier l'impact de ces piscicultures sur la production de juvéniles de saumon. Pour cela, on emploie les outils de la géostatistique et plus particulièrement les techniques de simulations conditionnelles. On commence par étudier la structure spatiale des densités de juvéniles de long du cours d'eau. Une fois modélisée, cette structure spatiale est utilisée pour simuler ce que pourrait être la répartition des juvéniles s'il n'y avait pas de pisciculture. Finalement des conclusions sont élaborées quant à l'impact des deux piscicultures sur la production de juvéniles de saumon en estimant des pertes de production en saumon exprimées en nombre de juvéniles.

Mots clés : Saumon atlantique — Géostatistique — Simulations — Piscicultures — Pollution — Impact.

Didier Jouffre, Cheikh Inejih, Monique Simier : « Cycle biologique du poulpe (*Octopus vulgaris*) au large du Cap-Blanc (Mauritanie) »

Le poulpe commun (*Octopus vulgaris*) est très abondant au large des côtes NO-africaines où il est exploité à grande échelle. En Mauritanie, il représente la principale ressource halieutique grâce à la production de la zone de pêche du Cap-Blanc. Les caractéristiques globales de répartition spatio-temporelle de la population d'*Octopus vulgaris* présente dans cette zone (20°30 N, nord de la Mauritanie) sont décrites à partir de données de chalutages scientifiques réalisés au cours de 24 campagnes mensuelles effectuées de mai 1993 à avril 1995. On constate que des poulpes de différents sexes, tailles (âges) et stades de maturité sont présents, quel que soit le mois et quelle que soit la profondeur (entre 10 et 100 m). Des phénomènes cycliques existent néanmoins à l'échelle de cette population. Ils se manifestent autant par des variations saisonnières et bathymétriques dans les proportions des différentes composantes précitées que par leurs variations d'abondances absolues. Ainsi le recrutement, qui est continu, est structuré par deux pics principaux par an (juin et période automnale) de même que la ponte (septembre et période hivernale). À part cela, on ne retrouve pas en Mauritanie la trace de migrations génésiques saisonnières telles que décrites en zone tempérée pour cette

même espèce. Le schéma observé ici est plutôt celui d'une stratégie d'occupation permanente du milieu, et en particulier des différentes strates bathymétriques, par les différentes composantes de la population.

Mots clés : *Octopus* — Mauritanie — Cycle biologique — Bathymétrie.

Alain Caverivière, Mustapha Diallo, François Domain, Didier Jouffre : « Répartition côtière du poulpe *Octopus vulgaris* sur la Petite Côte du Sénégal et son exploitation par la pêche artisanale »

Le poulpe *Octopus vulgaris* est abondant sur les fonds côtiers de la Petite Côte du Sénégal où sa répartition serait plus liée à la disponibilité des proies qu'à d'autres facteurs environnementaux. L'abondance des jeunes devient très importante en été et la pêche artisanale exploite alors préférentiellement cette ressource à partir de deux sites portuaires principaux situés à environ 35 km de distance, Mbour au nord et Joal au sud. Les sorties des pirogues sont journalières et l'engin de pêche, la turlutte à poulpe, d'un type très particulier à la pêche sénégalaise, fait appel au comportement de l'espèce. La pêche commence plus tard à Joal qu'à Mbour, avec dès son début des rendements plus élevés, et se termine plus tôt. Il y a peu de déplacements de pêcheurs venant de Mbour ou d'ailleurs, mais une conversion massive à la pêche au poulpe des pirogues recherchant habituellement d'autres espèces, en particulier les pirogues à filet maillant encerclant pour la capture des sardinelles. Les fonds de pêche inférieurs à 10 mètres sont plutôt exploités en début de saison et ceux supérieurs à 25 mètres et plus éloignés en fin, ce qui peut traduire un mouvement migratoire lent du poulpe ou/et une optimisation économique des sorties de pêche.

Mots clés : *Octopus vulgaris* — Sénégal — Habitat — Pêche artisanale.

Laurent Millischer, Didier Gascuel : « Hétérogénéité spatiale et tactiques de pêche. Approche des comportements de pêche à l'aide d'un modèle individu centré »

Les tactiques de pêches développées par les pêcheurs peuvent être interprétées comme des adaptations à l'hétérogénéité spatiale de la distribution d'une ressource. Elles visent

en effet à réduire l'incertitude relative aux probabilités de captures que peut attendre le pêcheur, incertitude induite par la répartition spatiale de la ressource.

Les facteurs intervenants dans la constitution d'une tactique donnée sont a priori nombreux, mais surtout difficiles à quantifier car issus pour une grande part de choix subjectifs et qualitatifs. On se propose ici de les aborder de manière théorique à partir d'un travail de simulations. Les comportements individuels des pêcheurs sont ainsi modélisés en fonction de trois types de facteurs : facteurs informatifs, concernant les échanges d'informations entre pêcheurs au sein d'une flotille ; facteurs « cognitifs », liés à la connaissance partielle du milieu et la faculté d'apprentissage des pêcheurs ; facteurs directifs, liés au comportement du pêcheur face à une législation, ou toute directive en général. Ces trois types de facteurs renvoient naturellement à trois types d'interactions intervenant au sein de l'activité d'un pêcheur : interactions pêcheur-pêcheur, pêcheur-ressource, pêcheur-structure d'autorité.

Plus précisément, la présente étude se concentre sur les déterminants des tactiques de pêche relevant des deux premières composantes. On définit ainsi un modèle d'échange d'informations individuelles entre navires d'une part, et de savoir-faire individuel d'autre part. Ces modèles définissent des tactiques de recherche de la ressource. Ils sont mis en œuvre au sein d'un simulateur de type système multi-agent, où sont représentées explicitement l'activité de pêche des navires d'une flotille et la ressource sur laquelle elle se développe. L'efficacité de différents schémas tactiques, définis selon les paramètres des modèles d'information et de connaissance, peut être ainsi testée, comparativement à une tactique de référence de recherche aléatoire, avec perception immédiate de l'environnement.

Le travail de simulation permet de quantifier, en moyenne, l'accroissement relatif d'efficacité de pêche de la flotille, induit, d'une part, par l'existence de transferts d'informations entre navires, et, d'autre part, par l'existence d'une connaissance individuelle locale du milieu.

Mots clés : Modèle individu-centré — Tactique de pêche — Efficacité de pêche — Hétérogénéité spatiale — Système multi-agent — Simulation — Capturabilité.

José Antonio Pérez Agúndez : « Détermination spatiale de l'étendue d'un marché, méthode fondée sur la cointégration. L'exemple du marché du merlu en Bretagne »

On considère que deux marchés d'un bien donné sont intégrés lorsque leurs prix d'échange évoluent parallèlement dans le temps. On peut alors parler de marchés cointégrés.

La cointégration est un outil économétrique permettant d'établir des relations stables et stationnaires à long terme pour des processus non stationnaires. La stationnarité est un problème très fréquent des variables économiques et notamment des séries de prix des produits de la mer. Ce problème étant classiquement résolu par la différenciation des processus sous peine d'une perte d'information des effets à long terme. La cointégration surmonte cela en changeant la structure du modèle économétrique initial avec l'introduction d'un élément correcteur de l'erreur.

L'objectif de ce travail est d'explorer l'évolution des prix pour des marchés différents afin d'étudier de possibles relations à long terme entre eux. On utilisera l'exemple du marché du merlu en Bretagne pour appliquer cette méthode. On retiendra des prix mensuels et hebdomadaires des ventes de merlu. Les résultats nous montrent l'existence d'une étendue spatiale régionale du marché du merlu à l'intérieur duquel les prix évoluent sous une même tendance à long terme en dépit des possibles différences à court terme.

Mots clés : Merlu — Marché — Co-intégration — Délimitation.

Tidiane Bousso : « La pêche dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal). Typologie d'exploitation des villages et campements de pêche »

Dans l'estuaire du Sine-Saloum, la ressource exploitée par la pêche piroguière est variée. Les peuplements ichtyologiques du Bandiala, du Diomboss et de la partie aval du Saloum sont diversifiés et relativement abondants. *Sardinella maderensis*, espèce la plus abondante dans l'estuaire, est très peu pêchée. Dans la partie amont du Saloum, les fortes salinités (entre 50 et 100) ont affecté les poissons; les peuplements sont peu diversifiés, peu abondants et les individus sont petits. Avec l'ouverture de la brèche de Sangomar au sud de

Djifère, on assiste à une « marinisation » de plus en plus forte de l'ichtyofaune du Saloum.

Entre 1990 et 1993 nous avons réalisé deux enquêtes cadres, six recensements et 74 227 observations sur l'activité de pêche. La flottille de pêche opérationnelle dans cette zone est estimée à près de 1 000 pirogues (moyenne de six recensements), En 1992, cette flottille de pêche a réalisé 75 970 sorties et le tonnage global mis à terre correspond à 12 915 t de poisson. L'analyse de la distribution des captures et des rendements fait apparaître que les captures réalisées dans les 18 zones de pêche de l'estuaire se situent autour de 10 000 t (77 %). Les deux zones de pêche en mer fournissent près de 3 000 t (23 % des captures).

L'approche typologique a abouti à l'identification de 76 sites importants répartis dans trois classes de villages. L'étude de la dynamique de l'exploitation confrontée à l'instabilité de la dynamique des espèces a permis d'expliquer les stratégies de pêche adoptées et le diagramme d'activité dans les différentes classes de villages. Le taux de sortie moyen est de 0,3 (1 pirogue sur 3 effectue une sortie journalière). Dans les villages de la classe I, on compte 44 petits villages et campements où les engins utilisés correspondent à des techniques traditionnelles de pêche faites dans l'estuaire. L'ethmalose et les mulets constituent les groupes cibles. La classe II compte 10 gros villages et 5 campements du littoral spécialisés sur des ressources qui ont une haute valeur commerciale. Enfin la classe III est composée de 17 villages contigus au Saloum dont la stratégie est comparable à celle de la classe I mais dont l'espèce cible est la crevette penaeide. Les rendements apparents obtenus dans les villages de la classe I et les rendements par engin obtenus dans les villages de la classe II sont supérieurs à ceux des autres villages.

Plus de 25 techniques de pêche différentes sont utilisées dans ces villages. Par ailleurs, une grande diversité et de nombreuses variantes sont apparues pour chaque type d'engin et groupe d'unités de pêche à l'intérieur des classes de villages. Nous avons fait une analyse détaillée de l'activité des unités de pêche « *saïma* à ethmalose » en associant deux variables explicatives, les cycles de marée et le cycle lunaire. Ce groupe qui développe des stratégies de pêche variées (mixité d'utilisation du *saïma* et association d'autres engins au sein de l'unité de

pêche) a permis de mieux comprendre l'activité fonctionnelle du système-pêche par l'étude de leur rythme d'activité.

Sur le plan bio-écologique, la structure des peuplements et la diversité spécifique ont été profondément modifiées par la sécheresse. Mais globalement, la richesse spécifique et l'activité de pêche restent élevées. La pêcherie semble se restructurer vers un modèle d'exploitation de type mixte. De ce fait, pour l'aménagement et la gestion des pêcheries et de la ressource, l'approche halieutique doit être complétée par des enquêtes dans d'autres domaines.

Mots clés : Sénégal — Sine-Saloum — Estuaire — Pêche — Typologie — Dynamique de l'exploitation — Villages.

Emmanuel Charles-Dominique, Adama Mbaye : « Les usages de l'espace dans la pêche artisanale sénégalaise »

La mobilité des pêcheurs artisans ouest-africains est remarquable et doit être mieux comprise pour envisager une gestion des pêches adaptée, notamment quand elle concerne les réglementations de l'espace exploité. Nous présentons une typologie de la mobilité des sorties de pêche artisanale au Sénégal. Les sorties sont décrites en elles-mêmes d'un point de vue « halieutique », comme des mises en œuvre de moyens efficaces et adaptés pour l'exploitation et l'exploration des ressources vivantes. Nous appelons types des classes de sorties distinguées suivant des critères de stabilité, de proximité ou de successions. Des aspects de mobilité variés apparaissent au niveau des types. Ces aspects sont soit des aspects « halieutiques » généraux, explicables du point de vue halieutique précédent, soit des « aspects locaux » explicables par d'autres interactions. Nous tentons de traiter cette complémentarité avec une logique systémique. Cette approche permet de comparer des modes de gestion de l'espace en considérant les formes de mobilité. Nous proposons une typologie de la mobilité liée aux adaptations aux conditions générales de ressources et de marché d'une part et aux évolutions locales des communautés et de leurs activités d'autre part.

Mots clés : Pêche artisanale — Sénégal — Mobilité — Typologie — Techniques de pêche.

Gilles Domalain, Franck Lhomme, Nirina Rasoanandrasana : « la pêche crevettière traditionnelle à Madagascar : diversité spatiale »

Les crevettes pénéides (essentiellement *Penaeus indicus*) sont capturées à Madagascar par trois grands types de pêcheries : industrielle, artisanale et traditionnelle. La pêche traditionnelle exploite la frange la plus côtière avec des moyens restreints. Cette appellation recouvre un certain nombre de formes d'exploitation qui, au premier abord, n'ont souvent en commun que la ressource. Les systèmes d'exploitation que l'on rencontre tout au long du littoral peuvent se caractériser dans une première analyse par les engins de pêche utilisés (valakira, filets maillants, sennes à crevettes, kopiko) qui se répartissent de manière fractionnée. Cette répartition définit ainsi une structuration spatiale forte des zones d'exploitations et un découpage du littoral en entités homogènes. Dans chaque zone, l'impact des différentes formes d'exploitation sur la ressource montre des résultats totalement différents au niveau des rendements, des variations saisonnières et des quantités débarquées.

Deux grands axes se profilent dont l'un met en opposition côte est et ouest et l'autre les régions nord et sud révélant des potentialités de pêche très inégales. Emboîtés dans ces gradients généraux se dessinent des espaces localisés d'exploitation liés aux conditions environnementales (présence de mangrove, baies, estuaires) et dépendants de la distribution du réseau hydrographique. Cette dissociation doit être nuancée en fonction des caractéristiques propres à chaque baie : nature du fond conditionnant la mise en œuvre des engins, caractéristiques marines ou continentales du milieu. En définitive, cette division en plusieurs biotopes où des systèmes d'exploitations différents se sont développés renvoie à la disponibilité de la ressource, mais également à une adaptation des pêcheurs à des conditions particulières.

Mots clés : Madagascar — Pêche traditionnelle — Crevettes — *Penaeus indicus* — Systèmes d'exploitation — Mangrove.

Sophie Goederoit : « La ruée vers l'or rose. Stratégie d'accès et conflit d'usage de la ressource crevettière chez les pêcheurs traditionnels à Madagascar »

À Madagascar, la valorisation récente de la crevette, qualifiée par le gouvernement de ressource stratégique, provoque dans

certaines communautés, en même temps qu'un ralentissement des activités agricoles, une accélération des activités de pêche crevettière. Ce phénomène n'est pas sans conséquence sur la dynamique des transformations sociales de ces communautés. On parle de la ruée vers l'or rose pour qualifier, à Madagascar, l'arrivée massive d'immigrants venus faire fortune dans les zones où la ressource crevettière est la plus abondante. Mais ceux-ci, venant le plus souvent de loin, ne possédant ni embarcation, ni matériel de pêche et n'ayant de surcroît aucun lien avec la population locale, ne peuvent compter sur l'entraide et sont obligés de se soumettre aux nouvelles lois édictées par les autochtones qui entendent conserver un contrôle exclusif sur la nouvelle ressource. Les différents procédés mis en place par le pouvoir autochtone pour réguler l'accès à la ressource des migrants sont multiples. Qu'ils passent par la proclamation de nouveaux interdits par une personne possédée en charge d'un culte voué aux esprits marins, ou par la réglementation de l'usage de certains outils de pêche, ces procédés visent très souvent à ce que les migrants fournissent une rente de situation aux populations autochtones. Entre les droits d'accès fondés sur des principes traditionnels d'antériorité d'occupation et de revendication d'usage, les stratégies pour l'occupation de l'espace sont nombreuses et mènent parfois à des affrontements violents entre autochtones et migrants.

Mots clés : Madagascar — Territoire — Ressource crevettière — Pêche traditionnelle — Droits coutumiers.

Serge M. Garcia, M. Hayashi : « Partage des océans et gestion des écosystèmes. Évolution spatiale contrastée de la gouvernance des pêches maritimes »

L'océan mondial couvre les trois quarts de la surface du globe terrestre et est à l'origine d'environ 80 % des produits tirés par l'homme des systèmes aquatiques. Les dimensions spatiales critiques pour la pêche, ses opérations et sa gestion sont en constante évolution depuis des décennies sous la pression de deux forces interdépendantes principales. La première, de nature géopolitique et socio-économique tend à étendre la juridiction nationale, de la côte vers le large, aussi loin que possible, tout en fragmentant l'espace océanique et ses diverses juridictions en zones géographiques de plus en

plus petites, correspondant à des institutions de gouvernance de plus en plus localisées et décentralisées. La deuxième, plus récente, tend à étendre la taille des unités géographiques d'aménagement de manière à la superposer, autant que faire se peut à l'écosystème exploité, c'est-à-dire à l'ensemble des espèces cibles, associées et dépendantes, leur environnement productif et le système d'exploitation.

Cet article examine ces deux tendances et leurs implications ainsi que les conséquences de leur confluence sur le développement d'une gouvernance des pêches plus moderne et plus responsable.

Mots clés : Juridiction — Écosystème — Gouvernance.

Nabila Mazouni, Hélène Rey-Valette, Pierre Valarié, Emmanuelle Despres, Olivier Dedieu, Béatrice Pary : « Complexité des espaces mobilisés par un système halieutique. Le cas de l'exploitation de la palourde (*Ruditapes decussatus*) dans l'étang de Thau. Une lecture pluridisciplinaire dans le cadre d'une recherche-action »

L'étang de Thau est un espace lagunaire semi fermé dont les communications avec la mer sont limitées. L'exploitation de la palourde, ressource intrinsèquement peu mobile, est au cœur de l'activité de pêche dans cet étang. Il semble donc, *a priori*, que les notions d'espace mis en œuvre par l'exploitation de cette ressource présentent un caractère de proximité et une dimension localisée à l'écosystème « étang de Thau ». Dès lors, on pourrait penser que la connaissance écologique de ce milieu - où d'importants programmes scientifiques ont été réalisés -, alliée à la faible mobilité de cette population de bivalves fouisseurs, constituent des conditions favorables à une gestion « efficace » de cet écosystème. Ce sentiment est renforcé par le contexte social dans lequel évoluent les communautés de pêcheurs qui ont derrière elles une longue pratique de la gestion (prud'homies). Or, après une période florissante achevée en 1992, cette pêcherie traverse une crise aiguë. Les professionnels constatent en effet une forte diminution des stocks qui se traduit par (i) une régression des quantités pêchées par jours de travail (PUE) (ii) une diminution des prix (contre toute logique de marché) et (iii) une décroissance du nombre de pêcheurs. Parallèlement on

observe une transformation des méthodes de pêche avec la généralisation de la pêche en plongée aux dépens de « l'arselière », technique traditionnelle qui a quasiment disparu. Dans ce contexte, et à la demande de la profession, un programme pluridisciplinaire (programme Palourde) a été mis en œuvre afin d'identifier les limites du système actuel puis d'élaborer un nouveau système de gestion. Ce travail a été mené selon une démarche de concertation élargie de l'ensemble des partenaires de l'exploitation (pêcheurs, mareyeurs, gestionnaires) et de façon négociée entre les acteurs. L'apport de ce programme en matière d'espace est de briser la représentation *a priori* établie d'un système clos organisé autour d'une ressource peu mobile. En effet, la pluridisciplinarité a révélé une pluralité des espaces. L'espace étant ici entendu selon deux conceptions complémentaires : un espace physique (géographique) et un espace social. Ainsi la population des pêcheurs présente un continuum d'échelle : depuis les inscrits maritimes pêchant régulièrement jusqu'aux pêcheurs illégaux, plus ou moins occasionnels et provenant d'espaces plus ou moins reliés au système « étang de Thau ». De même, l'analyse des marchés et de l'organisation des circuits de commercialisation témoigne d'une extrême complexité et de déterminants extérieurs au système écologique « étang de Thau ». Enfin, la superposition de différents niveaux de réglementation (locale, française, européenne) contribue encore à cette complexité du système. De plus, notre analyse montre que ces espaces sont très fragmentés, le plus souvent non continus et non contigus. Ceux-ci mettent en œuvre des logiques de réseaux plus ou moins connectés, voire opposés, ce qui introduit des problèmes d'articulation et de coordination. En effet, tandis que l'espace d'exploitation se rétrécit, à la fois du fait de la raréfaction des ressources et de la concurrence spatiale d'autres activités, l'espace économique est au contraire en expansion avec une connexion de l'étang de Thau dans un système de flux méditerranéens (Italie, Espagne, Tunisie, mais aussi Portugal, Grèce, Turquie). On peut alors s'interroger si une des conditions de l'amélioration de la gestion n'est pas à rechercher dans la définition d'une unité de gestion pertinente et d'un espace de gestion qui permette d'articuler l'ensemble des logiques et des échelles de décision.

Mots clés : Palourde — Pluridisciplinaire — Échelles — Étang de Thau.

Olivier Mikolasek, Malam Massou A., Eliane Allagbada :
« Appropriation et gestion des espaces piscicoles nigériens par
les populations villageoises riveraines »

La république du Niger possède de nombreuses mares encore pas ou peu exploitées jusqu'à une date récente. Depuis quelques années, ces nouveaux espaces piscicoles sont devenus un enjeu économique pour les populations villageoises riveraines. Ces dernières revendiquent le droit de gérer « leurs » mares, mais sont confrontées à plusieurs affirmations contradictoires de l'État qui veut à la fois assurer la libre circulation des pêcheurs et le droit des riverains à mettre en valeur les ressources de leur terroir.

Dans ce contexte, l'appropriation des espaces piscicoles par les riverains repose sur une négociation autour de la ressource poisson entre les principaux acteurs : usagers riverains, pouvoirs « coutumiers », pêcheurs professionnels et représentants de l'État. En général, la négociation porte essentiellement sur le montant des taxes à prélever, les agents de terrain de l'État reconnaissant ainsi implicitement le processus d'appropriation en cours.

Cependant, en conformité avec les nouvelles orientations politiques du Niger en matière de développement rural, de décentralisation et de gestion des ressources naturelles, le soutien de ces dynamiques souvent individuelles suppose que « l'exploitant piscicole » de la mare dans le cadre d'une négociation locale dispose d'une garantie juridique vis-à-vis des autorités compétentes.

Mots clés : Pêcheurs — Droit de propriété — Plan d'eau — Niger — Exploitation piscicole.

Espérance Cillaurren, Gilbert David : « Hétérogénéité spatiale du système pêche et structuration d'un système d'information pour gérer la ressource. L'exemple du Vanuatu, archipel océanien »

Au Vanuatu, la structure archipélagique induit une grande hétérogénéité spatiale qui a conduit l'IRD (anciennement Orstom) et le Service des pêches à élaborer un système original de collecte et d'analyse de données reposant sur la participation des pêcheurs artisans et l'usage de la carte comme vecteur de l'information. L'espace halieutique a été divisé en 120 unités de gestion pouvant s'agréger ensemble bathymétriques homogènes ou, selon une logique administrative, par

île et par province. L'analyse des données collectées a permis de retracer les évolutions annuelles et saisonnières de l'effort, de l'abondance et des rendements selon trois échelles espaces emboîtées : la zone de pêche, l'île, le pays. L'adjonction de variables socio-économiques comme la localisation des foyers de consommation, le pouvoir d'achat des consommateurs, leur activité économique, les réseaux de transport a ensuite permis une synthèse cartographique du système pêche, publié sous la forme d'un atlas.

Mots clés : Archipel — Hétérogénéité spatiale — Poissons démersaux profonds — Gestion participative — Système d'information — Cartes — Atlas.

Yveline Poncet : « Le système halieutique du Delta Central (Mali). Structurations de l'espace et cohérence des articulations fonctionnelles »

Les pêcheurs bozo du système halieutique continental traditionnel du delta central du fleuve Niger ont organisé leur espace de production depuis plusieurs siècles, de façon subtile et bien ajustée au système naturel. Leurs organisations locales ont survécu à l'ouverture sur l'extérieur, à l'irruption des systèmes spatiaux étatiques, et peut-être à la mondialisation... L'ensemble tel qu'il est actuellement observé résulte de multiples transformations et superpositions, et il est compliqué : la tendance va certes vers une simplification, mais il n'est pas certain que le système halieutique lui-même en soit réellement bénéficiaire : la gestion d'« espaces simples » est-elle possible dès lors qu'il s'agit d'halieutique continentale ? Ou est-il possible de conserver des gestions compliquées pour préserver la durabilité du système ?

Mots clés : Pêcheurs bozo — Organisation de l'espace — Mali — Fleuve Niger.

Jean-Claude Brêthes : « Spatialiser la gestion : mortalité globale et mortalité locale »

L'approche de précaution appliquée aux pêches implique deux impératifs de base : la conservation de la ressource exploitée et la protection de l'écosystème. Ces éléments incluent le respect de la diversité génétique des stocks et de

la biodiversité du système. Dans l'Atlantique Nord, les outils avancés par l'Opano et la CIEM pour la mise en œuvre de l'approche de précaution dans la gestion des stocks ne concernent que le stock (biomasse et mortalité par pêche). La démarche reste fondée sur la théorie de la pêche « classique », alors que les autres éléments de la conservation restent dans l'ombre. On admet que l'on ne peut « gérer l'écosystème » et que la diversité, qu'elle soit biologique ou écologique, ne peut être totalement connue en dehors de moyens démesurés. Il est néanmoins possible d'envisager une approche pragmatique fondée sur analyse empirique du système de la pêcherie. Il est possible d'identifier les zones ou les périodes où l'on retrouve des habitats et des espèces sensibles nécessitant une forme de protection. Il est aussi possible de considérer que la diversité génétique d'un stock est fonction du nombre de ses composantes reproductrices, c'est-à-dire concrètement du nombre des sites de reproduction, une approximation pouvant être la distribution géographique de la population. La pêche restant une action prédatrice sur une ressource sauvage, les outils de gestion restent classiques (contrôle de la mortalité par pêche par contrôle de la production ou des moyens de production). L'idée est de chercher à moduler la mortalité par pêche en fonction des objectifs poursuivis. On peut, d'une part, déterminer la quantité totale que l'on peut extraire du stock. Cette démarche reste classique et nécessite la connaissance des tendances à long terme sur l'ensemble de la population, pour laquelle les biologistes sont bien armés. D'autre part, on peut déterminer dans le temps et dans l'espace les éléments sensibles de l'écosystème à partir desquels on définirait une « mortalité locale ». L'information nécessaire découle d'une combinaison du savoir empirique des pêcheurs, qui ont une connaissance précise de leur environnement, et de techniques scientifiques permettant d'organiser et de représenter ce savoir de façon utilisable. On peut alors envisager une gestion à deux niveaux : des règles « globales » concernant l'ensemble du stock (TAC, taille à la première capture), couplées à des règles « locales », visant à ajuster la mortalité selon les impératifs de conservation. Il s'agirait alors d'une gestion « en mosaïque », essentiellement dynamique. Les gestionnaires devront faire face à cette nouvelle complexité.

La biologie des pêches devra aussi s'ajuster pour définir non seulement le « combien » mais aussi le « où » et le « comment ».

Mots clés : Approche de précaution — Théorie des pêches — Savoirs empiriques — Gestion — Atlantique nord.



LAUZELLE
επιχειρήσεις

F-87350 PANAZOL

N° Imprimeur : 0116603-00

Dépôt légal : Déc. 2000



Pourquoi *Les espaces de l'halieutique* ? Parce que les ressources vivantes aquatiques – marines ou dulçaquicoles – se répartissent de manière hétérogène dans un environnement lui-même hétérogène. Parce que les pêcheurs n'exploitent pas ces ressources au hasard : ils adaptent leur comportement, leur tactique et leur stratégie à la dynamique et au comportement spatial de la ressource. Parce que enfin, la gestion des espaces halieutiques constitue de plus en plus une dimension essentielle de la régulation des systèmes pêches. Étudier la diversité spatiale, son hétérogénéité et sa structuration, ses déterminants et ses conséquences est donc une étape clé pour analyser et comprendre la dynamique des systèmes halieutiques, en donner des modes de représentation pertinents et proposer des moyens de régulation efficaces. Tous les aspects de la recherche halieutique sont concernés : la biologie et l'écologie, l'économie et les sciences sociales, la statistique et les sciences cognitives...

Les espaces de l'halieutique est un ouvrage pluridisciplinaire qui présente une large palette représentative des analyses et des méthodes développées aujourd'hui par les chercheurs en halieutique pour prendre en compte cette dimension spatiale des phénomènes. Le lecteur y trouvera une trentaine de publications et les résumés de l'ensemble des communications présentées lors du quatrième « Forum halieumétrique », tenu à Rennes en juin 1999 à l'initiative de l'Association française d'halieumétrie.

Halieutique – Espaces – Ressources vivantes aquatiques – Pêche – Gestion.



IRD Éditions

213, rue La Fayette
75480 Paris cedex 10

Diffusion

32, avenue Henri-Varagnat
93143 Bondy cedex
fax : 01 48 02 79 09
e-mail : diffusion@bondy.ird.fr

130 FF
19,82 €

ISSN : 0767-2896
ISBN : 2-7099-1461-1

