Niveaux d'exploitation des stocks de poulpes du Sénégal de 1996 à 1999 et tailles minimales de captures

Une évaluation par modélisation analytique

Didier Jouffre
Biologiste halieute

Sophie Lanco
Ingénieur Ensa, halieute

Didier Gascuel
Professeur halieutique, Ensa

Alain Caverivière
Biologiste halieute

Introduction

Pour des raisons liées à la biologie de l'espèce, les populations de poulpes *Octopus vulgaris* d'Afrique de l'Ouest présentent de fortes variations inter-annuelles d'abondance (Caverivière, 1990; Jouffre et Inejih, 1997; Faure, 2000). Cette caractéristique a pour conséquence de compliquer la gestion de l'exploitation d'une ressource dont l'intérêt halieutique est majeur pour les pays de la sous-région, et en particulier pour le Maroc, la Mauritanie et le Sénégal (Dia, 1988; Caverivière, 1994; Dia *et al.*, 1996; FAO, 1997 a et b).

Face à cela, les professionnels et gestionnaires de la pêche de ces pays sont demandeurs d'une meilleure compréhension de la dynamique des populations de poulpes qu'ils exploitent (Dia *et al.*,

1996 ; Lanco, 1999 ; Faure, 2000). Au Sénégal, en particulier, les variations inter-annuelles du niveau des captures de poulpes sont d'une ampleur telle (Diallo *et al.*, 2001) qu'elles suscitent de nombreuses interrogations. Les questions posées sont celles de l'état d'exploitation général du stock en question (sur ou sous-exploité) et de la pertinence des mesures prises ou à mettre en œuvre pour tenter d'en pérenniser et d'en améliorer l'exploitation (FAO, 1997 b). Parmi ces mesures, celle de l'instauration de tailles minimales de capture et de commercialisation suscite le débat et justifie la mise en œuvre d'études cherchant à en évaluer objectivement l'impact.

Dans ce contexte, la présente étude vise à modéliser la dynamique de la population de poulpes du Sénégal entre 1996 et 1999. Il s'agit d'une modélisation « analytique » ou « structurale », en référence à la terminologie de la littérature halieutique (Laurec et Le Guen, 1981 ; Brêthes et O'Boyle, 1990), qui reprend les étapes méthodologiques proposées par Lanco (1999). Les objectifs poursuivis sont ici : (1) d'évaluer l'état de la ressource et ses niveaux d'exploitation durant la période en question et, à partir de cette base, (2) de simuler l'application à cette ressource de tailles minimales de captures afin d'en évaluer l'impact potentiel sur la production.

Méthodologie

Données utilisées

Captures mensuelles

Les analyses effectuées dans cette étude sont fondées sur une matrice « corrigée » des captures mensuelles de poulpes de 1996 à 1999, pour l'ensemble du Sénégal et par pêcherie (cf. annexe II de cet ouvrage), obtenue de la manière suivante : les quantités pondérales totales de poulpes pêchées mensuellement au Sénégal, ainsi que les parts relatives de la pêche artisanale et de la pêche industrielle, sont estimées selon deux sources qui sont : (a) les enquêtes effectuées par le Centre de recherches océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT) et (b)

celles de la Direction de l'océanographie et des pêches maritimes du Sénégal (DOPM). Ces deux séries ne sont évidemment pas totalement concordantes car issues de systèmes d'échantillonnages et de traitement de l'information différents (Sénagne, 1999; Sy, 1995; Ferraris *et al.*, 1994). S'agissant dans les deux cas de quantités estimées, la confrontation des deux sources a permis d'éliminer les erreurs majeures (données aberrantes issues d'erreurs de saisie ou d'extrapolation, etc.). D'une manière générale, pour les années 1996 à 1998 incluses, les données CRODT ont été utilisées comme référence de départ car cette source repose sur un système d'enquête plus fin des points de débarquements de la pêche artisanale (Ferraris *et al.*, 1993, 1994). Pour l'année 1999, seules les données DOPM ont servi de référence car les données CRODT n'étaient pas disponibles au moment des analyses. Enfin, la série totale des données utilisées (combinaison précédente des sources CRODT et DOPM) a été corrigée pour certaines valeurs mensuelles, lorsque l'échantillon des captures connues par catégories commerciales (données « usines », cf. ci-après) dépassait le niveau de la capture totale estimée pour le mois en question. Dans ce cas, le total Sénégal a été remplacé par sa valeur minimale connue, soit celle de l'échantillon usine.

Échantillon usines des captures réparties par catégories commerciales

Les poulpes destinés à l'exportation ne sont généralement pas commercialisés en vrac mais triés et répartis par catégories de tailles homogènes, telles que les définit, par exemple, la classification dite « Mitsubishi » (tabl. 1). Cette classification commerciale est la plus répandue au niveau régional (Dia, 1988 ; Jouffre *et al.*, 2000) et pratiquement la seule en vigueur ces dernières années au Sénégal. Parmi les principales usines de traitement de produits de la mer de la place, plusieurs ont fourni une copie de leurs archives concernant les poulpes : quantités mensuelles traitées, en tonnages par catégories commerciales, ainsi que des informations sur leur provenance, de pêche industrielle (PI) ou de pêche artisanale (PA). La compilation de ces données (ou échantillon « usines ») permet d'estimer un profil mensuel moyen des captures structuré selon les 10 catégories de calibre Mitsubishi, pour chaque pêcherie (PI et PA). Le profil ainsi obtenu peut être considéré comme très représentatif du profil

Code des catégories	Limites des catégories (en kg, poids frais éviscéré)
T1	> 4.5
T2	]3;4.5]
T3	]2;3]
T4	]1.5;2.0]
T5	]1.2;1.5]
T6	]0.8;1,2]
T7	]0.5;0.8]
T8	]0.3;0.5]
T9	]0.2;0.3]
T10 ou Pulpo	≤0.2

I Tableau 1
Bornes de poids (en grammes de poids frais éviscéré) définissant la classification Mitsubishi par catégories.

Weight limits (in grams of eviscerated fresh weight) defining Mitsubishi classification.

réel de la capture totale pour la période analysée puisque le cumul des tonnages de l'ensemble de cet échantillon « usines » représente 52 % du total des prises réalisées sur l'ensemble du Sénégal pour la période en question.

Pesées individuelles de contrôle des catégories commerciales

Le tri par catégorie commerciale pratiqué en usine fait périodiquement l'objet d'un contrôle de qualité au cours duquel des lots de poulpes, déjà triés et mis en cartons, sont sous-échantillonnés et soumis à pesées individuelles. Les résultats de ces pesées sont fournis par diverses usines : ces données permettent d'obtenir des histogrammes de fréquence de poids par catégorie (voir pré-traitement).

Options générales de la modélisation

Le processus de modélisation adopté ici est conforme à celui défini par Lanco (1999) lors d'une étude préliminaire sur une partie de ces

mêmes données. En particulier, l'enchaînement des étapes analytiques, le choix du pas de temps des modèles et l'estimation de la mortalité naturelle sont restés tels que définis lors de l'étude précédente et rappelés ci-après. L'ensemble des calculs nécessaires à ces différentes étapes a été programmé et réalisé sur des feuilles de calcul Excel.

Enchaînement des étapes analytiques

1re étape : pré-traitement pour obtenir des captures en effectifs aux âges à partir des tonnages par catégories commerciales.

2e étape : analyse des cohortes (ou Virtual population analysis, VPA). A partir des captures, la VPA fournit une estimation des paramètres nécessaires aux étapes suivantes de simulation (vecteurs des recrutements mensuels et des mortalités par pêche).

3e étape : modélisation type Thompson et Bell (1934), envisagée dans une approche à court terme. On estime des productions intra-annuelles pour une configuration de recrutement donnée, correspondant à celle de l'année analysée et fournie par la VPA. Les évaluations sont donc basées non pas sur des rendements par recrue mais sur des « productions annuelles par recrutement ». On distinguera deux sous étapes :
- 3A Diagnostic de la situation observée une année donnée.
- 3B Simulation de divers scénarii intra-annuels (scénarii de tailles minimales de captures).

4e étape : analyses de sensibilité (aux vecteurs de la mortalité naturelle et de la croissance).

Choix du pas de temps

La modélisation analytique prend en compte des phénomènes continus, mais en pratique les calculs sont effectués pas à pas, pour des intervalles successifs de durée constante. Pour la plupart des espèces exploitées, la modélisation analytique classique s'effectue selon un pas de temps annuel inadapté au poulpe compte-tenu de la vitesse des phénomènes biologiques en jeu : durée de la phase exploitée largement inférieure à un an et vitesse de croissance supérieure à celle de la plupart des espèces exploitées (Domain *et al.*, 2000). C'est pourquoi on choisit ici un pas de temps mensuel, résul-

tat d'un compromis entre l'impératif précédent (vitesse spécifique des phénomènes biologiques) et celui d'un « âgeage » indirect des poulpes via les poids (méthode d'âgeage dont le degré d'imprécision intrinsèque empêche de descendre raisonnablement en dessous de ce seuil mensuel). Enfin, les données de captures de poulpes disponibles pour le Sénégal sont compatibles avec ce pas de temps.

Estimation de la mortalité naturelle

La mortalité naturelle (M) est, au même titre que la croissance, un des phénomènes biologiques pris en compte dans l'approche analytique. Il est nécessaire d'en estimer la valeur pour pouvoir paramétrer le modèle. Ici, cette estimation est faite en suivant la méthode proposée par Caddy (1996). Cette méthode est adaptée aux espèces très fécondes et à durée de vie courte, comme le poulpe. Elle a été mise en œuvre sur le poulpe du Sénégal par Lanco (1999). Si on admet une durée de vie moyenne voisine de 1 an, en accord avec les travaux récents sur cette espèce dans la région (Domain *et al.*, 2000; Jouffre *et al.*, 2000), et une fécondité moyenne comprise entre 300 000 et 500 000 œufs par ponte, en accord avec les valeurs relevées par Mangold (1983) dans sa revue bibliographique sur l'espèce, la méthode de Caddy donne, en ce qui concerne la période correspondant à la phase exploitée (du 5e mois à la mort), une valeur mensuelle de M voisine de 0,25. Plus précisément, l'estimation de M varie de 0,244 à 0,255 selon que la fécondité moyenne est estimée à 300 000 ou 500 000 œufs. Par conséquent, une valeur de M égale à 0,25 peut donc être considérée comme une base de départ acceptable. Cette valeur est également retenue par Lanco (1999), cet auteur ayant en outre renforcé son estimation par une approche complémentaire, faisant appel à la mortalité totale, qui s'est avérée cohérente avec cette valeur de M. L'incertitude sur le paramètre M fera de plus l'objet d'une étude de sensibilité, en dernière étape du processus de modélisation.

Travail sur les âges

Pour des raisons sur lesquelles nous reviendrons au cours de la discussion, nous avons choisi l'emploi de méthodes basées sur des cohortes vraies. Ce choix de modélisation implique des calculs arti-

culés sur des matrices aux âges, la matrice de départ (matrice des captures totales aux âges) étant obtenue au cours d'une étape, dite de pré-traitement, détaillée au paragraphe suivant. La conversion poids-âge, nécessaire dès ce pré-traitement et pour la suite de la modélisation, est fondée sur le modèle de croissance *in situ* du poulpe du Sénégal de Domain *et al.* (2000).

Pré-traitement des données

A partir des données disponibles décrites plus haut, plusieurs étapes sont nécessaires pour obtenir la matrice des captures requise par l'analyse des cohortes. Cette matrice regroupe pour chaque mois l'ensemble des captures de poulpes réalisées au Sénégal, exprimées en nombre de poulpes capturés par groupes d'âges mensuels :

1) on procède d'abord à l'extrapolation des données d'usines en catégories commerciales (10 catégories, classification Mitsubishi) aux captures mensuelles totales pour l'ensemble du Sénégal. Le facteur d'extrapolation est mensuel et commun à toutes les catégories. Pour un mois donné, c'est le rapport du poids de la capture totale enregistrée pour l'ensemble Sénégal sur celui du total de l'échantillon usine correspondant à ce mois. Les unités d'entrée et de sortie sont des tonnes par catégorie commerciale ;

2) puis, en procédant séparément pour chaque catégorie commerciale (successivement de T1 à T10), on répartit la capture pondérale totale de la catégorie en nombre d'individus par classe de poids d'amplitude fine (50 g) à partir d'une fonction de répartition théorique, spécifique de la catégorie considérée. Cette fonction est obtenue par lissage (moyenne mobile) pratiqué sur l'échantillon des pesées individuelles disponibles pour la catégorie concernée (données issues de contrôles en usines, cf. plus haut). En sortie, on obtient les 10 matrices de fréquences de poids, avec des classes d'une amplitude de 50 g ;

3) les 10 matrices précédentes sont sommées par classes de 50 g pour obtenir une matrice unique représentant la capture totale mensuelle, toutes catégories confondues ;

4) enfin la matrice précédente est découpée selon des bornes déterminées pour correspondre à des classes d'âges mensuelles (tabl. 2). Les bornes choisies ici sont en accord avec le modèle de croissance

Classes de poids (en g, poids frais éviscéré)	Classes d'âges (en mois)
]50 ; 100]	5
]100 ; 150]	6
]150 ; 250]	7
]250 ; 350]	8
]350 ; 550]	9
]550 ; 850]	10
]850 ; 1250]	11
]1250 ; 1800]	12
]1800 ; 2700]	13
>2700	Groupe 14+

Tableau 2
Bornes de poids utilisées pour la délimitation des classes d'âges en mois. Les correspondances poids-âges sont dérivées du modèle de croissance *in situ* du poulpe du Sénégal de Domain *et al.* (2000).

Weight limits used for the determination of the age groups in month. The correspondences weight-ages are derived from the model of in situ growth of octopus of Senegal (Domain et al., *2000).*

de Domain *et al.* (2000). Ce découpage est appliqué de manière directe (méthode dite du slicing). On obtient en sortie le tableau complet des captures mensuelles aux âges, qui sera la matrice d'entrée du processus de modélisation structurale débutant par l'analyse séquentielle des populations. Le dernier âge est noté 14+ car il regroupe les individus âgés de 14 mois et plus.

Analyse des cohortes

L'analyse des cohortes ou VPA (ou encore analyse séquentielle des populations) est utilisée ici comme modèle explicatif de la dynamique passée et comme moyen d'estimer les paramètres requis par l'étape suivante de simulation, à savoir les vecteurs de recrutement et mortalités par pêche mensuels. La VPA est conduite dans sa ver-

sion de résolution des équations fondamentales par l'approximation de Pope (1972). Il s'agit d'une analyse des cohortes ascendante sur tableaux complets non calibrée, dont les formules simplifiées des équations de capture et de survie sont facilement programmables sur une feuille de calcul Excel.

On rappelle qu'avec l'approximation de Pope l'équation de survie s'écrit :

$N_{a,t} = N_{a+1,t+1}e^{-(Ma,t)} + C_{a,t}e^{-(0.5Ma,t)}$

où les valeurs de N représentent les effectifs totaux de la population et les valeurs de C les captures réalisées sur cette population, à différents âges (a) et mois (t) (ou aux âges et mois suivants : a+1 et t+1).

Comme dans toute analyse des cohortes, l'introduction de paramètres et/ou de contraintes supplémentaires est nécessaire à l'initialisation des calculs. Pour cela, on introduit des valeurs empiriques pour le vecteur de mortalité par pêche du dernier groupe d'age $[F_{A,y}]$ et pour celui du dernier mois $[F_{a,Y}]$. On fait ensuite converger la VPA par itérations successives en imposant des contraintes à ces deux vecteurs :

- le vecteur des mortalités par pêche du dernier âge ne faisant pas l'objet d'un regroupement (âge 13) est posé égal à la moyenne des mortalités par pêche des quatre âges précédents (âges 9 à 12) ;
- le vecteur des mortalités par pêche du dernier mois (décembre 1999) est posé égal au vecteur moyen des mortalités par pêches des mois de décembre précédents (moyenne des mois de décembre 1996, 1997 et 1998).

Au bout d'un certain nombre d'itérations, le modèle converge vers une estimation stable de toutes les inconnues, en particulier les vecteurs des effectifs recrutés et des taux de mortalité par pêche. Par ailleurs, on a vérifié que le choix de la combinaison de contraintes ci-dessus, plutôt qu'une autre, n'influait pas de façon significative sur les résultats obtenus.

Modèle de simulation

Généralités

Le modèle utilisé est celui proposé par Tompson et Bell (1934) et décrit aussi dans Sparre et Venema (1996).

Les données d'entrée sont :
– la matrice des mortalités par pêche aux âges et par mois, estimée par la VPA (on utilisera cette matrice sans modification lors de l'évaluation des situations observées et en la modifiant pour la simulation de scénarii de pêche différents (voir ci-après) ;
– le vecteur ligne des recrues par mois, également estimé par la VPA ;
– le vecteur colonne des effectifs du stock au premier mois de la simulation (janvier 1996), estimé par la VPA ;
– le tableau des poids aux âges déterminé selon la courbe de croissance de Domain *et al.*, (2000) ;
– une estimation de la mortalité naturelle qui sera prise égale à celle utilisée dans la VPA.

Le modèle permet de prédire les captures en effectifs [Ca, t], la production [Ya, t] et la biomasse [Ba, t] grâce aux relations suivantes :

$N_{a+1,\,t+1} = N_{a,t}e^{-(Ma,t\,+\,Fa,t)}$

$C_{a,t} = (N_{a,t} - N_{a+1,\,t+1}).(F_{a,t} /(M_{a,t}+ F_{a,t}))$

$Y_{a,t} = C_{a,t} \cdot w_a$ avec w_a, poids moyen à l'âge a.

$B_{a,t} = N_{a,t} \cdot w_a$

On calcule ensuite la production annuelle ($\Sigma_a \Sigma_t Y_{a,t}$) et la biomasse moyenne annuelle ($\Sigma_a [\Sigma_t B_{a,t}]/12$).

Dans chaque équation on affecte à F un facteur multiplicatif mf. Ensuite, on recalcule la production annuelle et la biomasse moyenne annuelle pour différentes valeurs de mf, variant de 0 à 3. Ceci permet d'estimer les effets attendus de variations de l'effort de pêche sur la production et la biomasse du stock.

Évaluation à diagramme d'exploitation constant

Le protocole défini ci-dessus est suivi une première fois à partir des valeurs de mortalité F estimées par la VPA et correspondant au diagramme d'exploitation observé. Cette analyse permet d'établir un diagnostic global pour chacune des quatre années étudiées et pour la situation moyenne sur les quatre années. Les résultats sont donnés sous forme de graphiques classiques représentant l'évolution de la production annuelle et de la biomasse moyenne annuelle en fonc-

tion du multiplicateur d'effort (facteur mf, avec la valeur 1 correspondant à l'effort observé).

Évaluation de l'effet des tailles minimales

Le même protocole est ensuite utilisé pour tester les effets de l'introduction de tailles minimales de capture et de commercialisation. Il suffit pour ce faire de modifier la matrice initiale des mortalités par pêche (issue de la VPA), en annulant les mortalités aux âges qu'on désire préserver de la pêche. Concrètement, les effets de l'instauration des différentes tailles minimales de captures suivantes : 100 g puis 150, 250, 350, 500 et 800 g (exprimées en poids frais non éviscéré), sont simulés en annulant les mortalités par pêche qui correspondent aux âges inférieurs ou égaux à 5, 6, 7, 8, 9 et 10 mois, respectivement. Les correspondances poids-âges sont établies une fois encore à l'aide du modèle de Domain *et al.* (2000), et celles entre poids éviscéré et poids non éviscéré avec la relation de Fernandez *et al.* (1996).

Études de sensibilité

Les analyses de sensibilité concernent les paramètres qui posent des problèmes d'estimation, soit principalement ceux relatifs à la croissance et à la mortalité naturelle. La gamme des valeurs testées pour chacun des deux phénomènes est précisée dans l'exposé des résultats.

Ces études de sensibilité sont conduites selon le même principe que les simulations des divers scénarii de pêche. Pour une valeur modifiée d'un paramètre donné, c'est toute la chaîne de traitement qui est ainsi reconduite avec la nouvelle valeur. En effet, pour des raisons de cohérence de la modélisation, les hypothèses de paramétrisation des modèles doivent rester inchangées depuis la VPA (et même à partir du pré-traitement lorsqu'il s'agit de modifier la vitesse de croissance, celle-ci ayant une influence sur l'âgeage) jusqu'aux simulations finales.

Résultats

Analyse des cohortes

A partir de l'évolution constatée sur les captures par âges (fig. 1A), l'analyse des cohortes permet d'estimer: les biomasses par âge (fig. 1B), le recrutement (*i.e.* le nombre d'individus d'âge 5 mois, âge qui correspond aux plus petites classes de poids relevées dans les captures) (fig. 1C), et les mortalités par pêche F à chaque âge (fig. 1D). La présentation des mortalités F par âge suivant les années d'exploitation, ou diagramme d'exploitation (fig. 1E), est aussi un moyen de contrôler la cohérence des résultats: malgré des différences d'intensité d'une année sur l'autre, on constate une évolution similaire des mortalités par pêche en fonction des âges, soit une forme en dôme illustrant le phénomène de recrutement partiel dans sa partie ascendante alors que la partie descendante (à partir de l'âge 12) peut être interprétée comme l'effet d'une baisse de vulnérabilité des poulpes lors de leur phase de sénescence.

On remarque en particulier la grande variabilité temporelle du recrutement et des mortalités par pêche, dont on rappelle que ce sont les deux variables d'entrée utilisées pour initialiser l'étape suivante (de simulation).

Sur le plan de la dynamique générale du stock, le modèle permet d'estimer le recrutement annuel moyen sur la période à 90 millions d'individus (avec un minimum de 35 millions en 1997 et un maximum de 220 millions en 1999). Ce recrutement intervient principalement au printemps (pic centré autour du mois de mars), mais il apparaît plus ou moins étalé selon les années (particulièrement étalé en 1997). La biomasse varie saisonnièrement: elle atteint généralement son maximum en juillet (soit un niveau proche de 11 000 t, moyenne sur la période analysée) et son minimum en octobre (soit 3 000 t). On observe en particulier des biomasses exceptionnelles en été 1999, jusqu'à plus de 30 000 t en juillet. On note qu'elles succèdent à des biomasses aux âges 11 mois et plus particulièrement élevées en février.

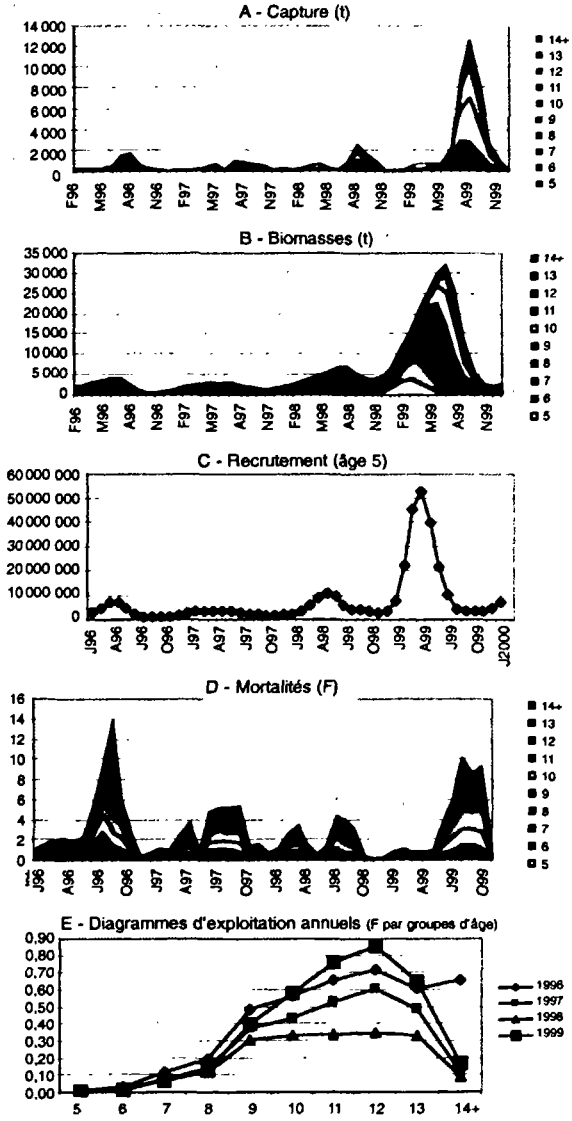

Figure 1

Analyse des populations virtuelles (VPA). Evolution des principales variables du stock en fonction du temps (de janvier 1996 à décembre 1999) et des différents groupes d'âges de la phase exploitée, groupe 5 (5 mois : 1er âge exploité) au groupe 14+ (14 mois et plus).

Virtual population analysis (VPA). Evolution of the main variables of the stock according to time (from January 1996 to December 1999) and to the various groups of ages of the exploited phase, from group 5 (5 months: first exploited age) to group 14+ (14 months and more).

Évaluation de l'état des stocks de 1996 à 1999

Les courbes de biomasses et de captures, en fonction d'un multiplicateur d'effort, sont calculées pour chacune des années et en valeur moyenne (fig. 2). Les résultats de l'analyse de sensibilité au vecteur M, sont obtenues sous deux hypothèses « extrêmes » de M, de part et d'autre de l'hypothèse initiale d'un vecteur M par âge constant et de valeur 0,25 pour l'ensemble de la phase exploitée, soit avec une hypothèse de mortalité naturelle faible (M = 0,1 et forte (M = 0,3).

Les courbes décrivant pour la valeur M de référence (0,25) la production attendue en fonction de l'effort (Y réf) présentent une allure générale assez similaire d'une année sur l'autre, et ce en dépit d'une grande différence dans les niveaux de production maximum atteints (voisins de 5 000 t en 1997 et de 40 000 t en 1999). En particulier, les deux éléments suivants sont remarquables :
- premièrement, on constate que pour toutes les situations observées (de 1996 à 1999), la production obtenue avec l'effort observé est proche de la production maximale de l'année. On se trouve chaque fois en situation proche de la pleine exploitation, voire de très légère surexploitation. Tout se passe donc comme si les pêcheurs adaptaient en permanence le niveau d'effort exercé sur la ressource en fonction de l'abondance instantanée de celle-ci, soit un effort toujours suffisant pour tirer un bon parti du recrutement de l'année mais jamais disproportionné par rapport à la ressource disponible ;
- deuxièmement, on remarque que les courbes Y réf présentent un plateau ou une décroissance très faible pour les niveaux d'effort élevés (selon le modèle, même en triplant l'effort par rapport aux situations actuelles pleinement exploitées, on obtiendrait une production relativement équivalente à la production maximale possible cette année-là). Cette situation traduit un diagramme d'exploitation qui peut être considéré comme assez favorable ; les phénomènes de « surexploitation de croissance » sont peu marqués.

Sous les autres hypothèses de M, les conclusions précédentes restent globalement valides, à la différence près que pour les niveaux de mortalité M faible (0,1) les diagnostics tendent vers une situation de sensible surexploitation. Dans ce cas, les niveaux de production seraient légèrement supérieurs si l'effort était ramené à 40 % des efforts réalisés (surexploitation de croissance).

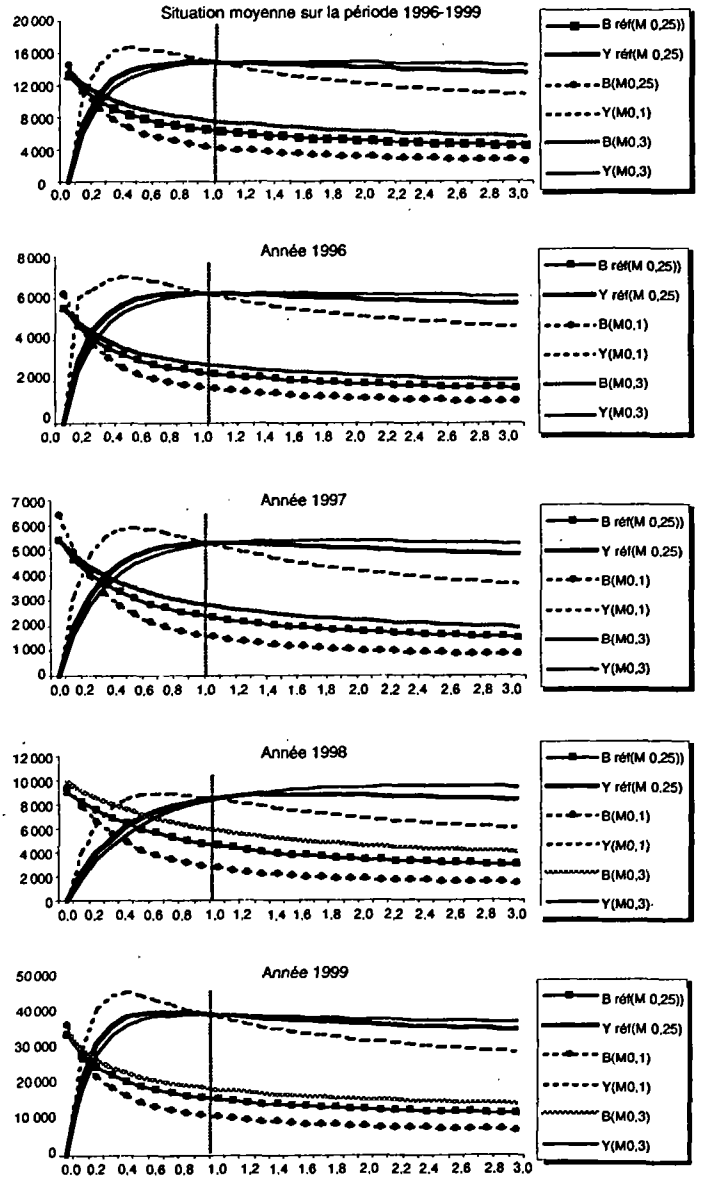

Figure 2
Estimation des biomasses instantanées et des productions annuelles (t) attendues pour différents niveaux d'efforts (mf variant de 0 à 3) et sous différentes hypothèses de mortalité naturelle M.

Estimate of the instantaneous biomasses and the annual productions (t) awaited from various levels of efforts (mf varying from 0 to 3) and under various assumptions of natural mortality M.

Évaluation des effets de tailles minimales de captures

Pour chaque année (et pour une année théorique « moyenne » calculée sur la période analysée), les résultats de productions annuelles sont obtenus en simulant une variation de la taille minimale de capture et de commercialisation (fig. 3). L'allure très plate des courbes montre en particulier que :
- il n'y aurait pas d'effets significatifs à attendre de mesures instaurant des tailles minimales en dessous de 400 g ;
- l'instauration d'une taille minimale supérieure à 450 g, pourrait avoir des effets variables selon les années (gain ou perte par rapport à la situation observée), mais toujours relativement limités et d'autant moins intéressants sur le plan économique que le seul gain réellement significatif au plan quantitatif est l'estimation pour l'année 1999, année particulière dont la production enregistrée était déjà à un niveau tel qu'elle a posé d'énormes problèmes de commercialisation.

On peut préciser l'analyse sur les tailles minimales en combinant les effets de cette mesure avec ceux d'une variation de l'effort (fig. 4), selon une présentation analogue à celle de la figure 2. Ici,

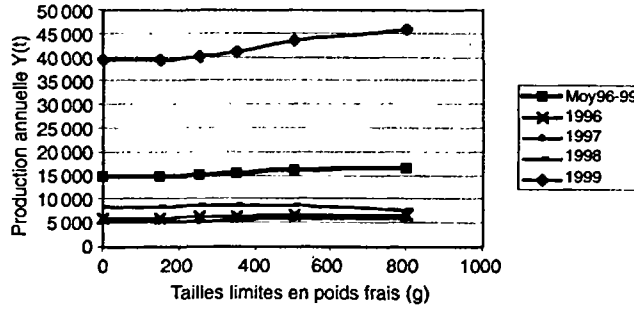

Figure 3
Productions annuelles attendues en fonction de l'application de différents seuils de poids individuels minimaux de capture. Simulation effectuée sous l'hypothèse de référence M = 0,25.

Annual productions awaited according to the application of various thresholds of minimal individual weights of capture. Simulation carried out under the reference assumption of M = 0.25.

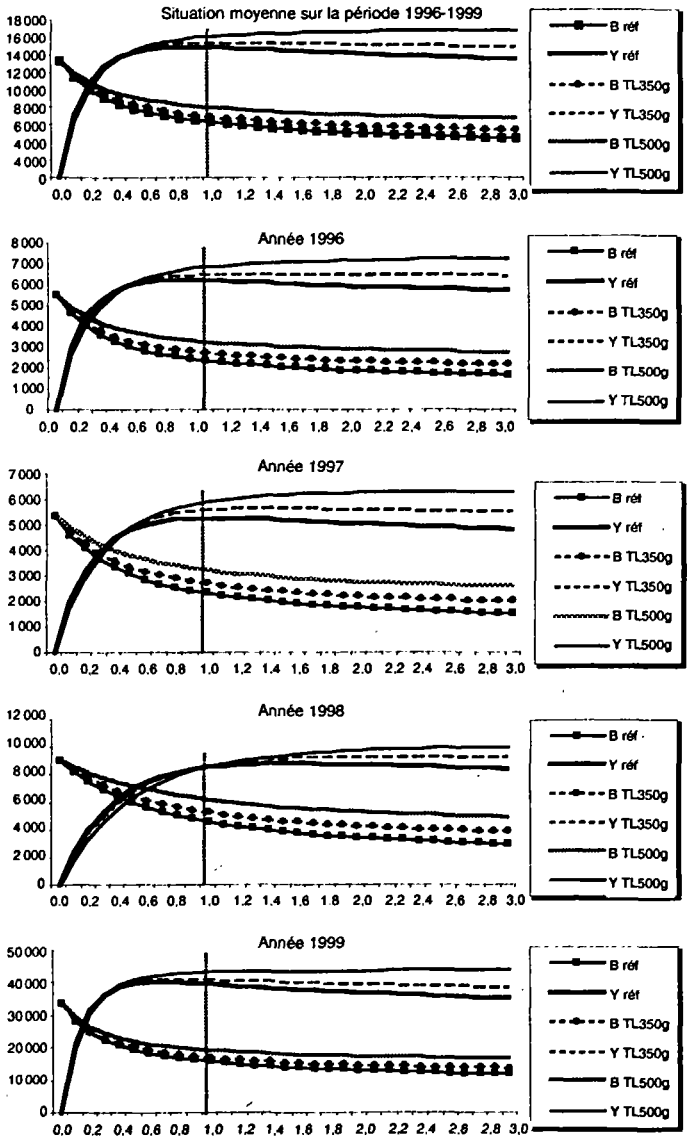

Figure 4
Estimation des biomasses instantanées et des productions annuelles (t) attendues pour différents niveaux d'efforts (mf variant de 0 à 3), dans la situation observée (réf) et dans deux hypothèses de fixation de tailles minimales de capture à 350 (TL350g) et à 500 g (TL500g).

Estimate of the instantaneous biomasses and the annual productions (t) awaited from various levels of efforts (mf varying from 0 to 3), in the observed situation (réf) and on two assumptions of minimal sizes of capture, respectively fixed at 350 (TL350g) and 500 grams (TL500g).

les différentes courbes ne se rapportent plus aux différentes hypothèses de M (on est toujours dans le M de référence, comme pour la figure 3), mais à des hypothèses sur la taille minimale de capture, soit :
– la situation de référence (notée réf.) qui correspond à la situation observée, les Y réf et B réf sont donc les mêmes que dans la figure 3 ;
– et deux simulations de tailles minimales, fixées respectivement à 350 g et 500 g de poids frais.

Cette analyse semble confirmer qu'il n'y aurait pas de gains de production significatifs à attendre de l'instauration de tailles minimales, même en combinant cette mesure avec une régulation de l'effort.

Enfin, une analyse de sensibilité des conclusions précédentes, par rapport au paramètre de mortalité naturelle, est conduite pour la même gamme d'hypothèses sur M que celle envisagée précédemment (tabl. 3). On estime ainsi les pourcentages de gains (chiffres positifs) ou de pertes (chiffres négatifs) de production obtenus par rapport aux productions observées réalisées de 1996 à 1999, en fonction de la simulation de différents seuils minimaux de captures (TL en grammes de poids frais, fixés respectivement à 250, 300 et 500 g) et sous différentes hypothèses de mortalité naturelle : de référence (H0), faible (H1) ou forte (H2). Deux situations sont envisagées par rapport à l'effort de pêche : celle d'un effort maintenu à son niveau actuel (mf = 1), et celle d'un doublement de cet effort (mf = 2, cette situation, d'un intérêt plus théorique que pratique, étant envisagée surtout comme complément aux résultats de la figure 3).

L'étude de ce tableau vient sensiblement nuancer les résultats précédents, car les modifications de productions apparaissent fortement sensibles à la valeur retenue pour le paramètre de mortalité naturelle M. Si la conclusion générale précédente – soit que l'instauration de tailles minimales n'implique aucunement la certitude d'une amélioration de la production par rapport à la situation actuelle – reste évidemment valide, il ressort mieux ici que cette conclusion n'est pas suffisante en terme de décision d'aménagement. En effet, la possibilité de gains importants, voire très importants, n'est cependant pas à exclure sous certaines hypothèses extrêmes de mortalité naturelle. La décision d'aménagement

Période considérée et production de référence	hypothèse sur M	TL250g Mf=1	TL250g Mf=2	TL350g Mf=1	TL350g Mf=2	TL500g Mf=1	TL500g Mf=2
moyenne 1996-1999 (14 125 t)	**H0 (M de référence, M0.25)**	**2 %**	**-1 %**	**4 %**	**3 %**	**9 %**	**13 %**
	H1 (M faible, M0.1)	6 %	-10 %	13 %	0 %	30 %	23 %
	H2 (M forte, M0.3)	1 %	2 %	2 %	5 %	4 %	11 %
année 1996	**H0 (M de référence, M0.25)**	**2 %**	**0 %**	**5 %**	**5 %**	**11 %**	**16 %**
(6 005 t)	H1 (M faible, M0.1)	6 %	-7 %	15 %	5 %	37 %	32 %
	H2 (M forte, M0.3)	0 %	2 %	2 %	6 %	4 %	12 %
année 1997	**H0 (M de référence, M0.25)**	**3 %**	**1 %**	**6 %**	**7 %**	**13 %**	**19 %**
(5 444 t)	H1 (M faible, M0.1)	10 %	-9 %	21 %	5 %	47 %	37 %
	H2 (M forte, M0.3)	1 %	5 %	3 %	8 %	4 %	15 %
année 1998	**H0 (M de référence, M0.25)**	**1 %**	**5 %**	**2 %**	**9 %**	**1 %**	**14 %**
(8 355 t)	H1 (M faible, M0.1)	7 %	-8 %	16 %	4 %	32 %	28 %
	H2 (M forte, M0.3)	0 %	12 %	-2 %	13 %	-8 %	12 %
année 1999	**H0 (M de référence, M0.25)**	**2 %**	**-3 %**	**4 %**	**1 %**	**10 %**	**11 %**
(37 894 t)	H1 (M faible, M0.1)	4 %	-11 %	10 %	-3 %	26 %	19 %
	H2 (M forte, M0.3)	1%	-1%	2%	2%	6%	10%

Tableau 3
Pourcentages de gains (chiffres positifs) ou de pertes (chiffres négatifs) de production attendus par rapport aux productions réalisées de 1996 à 1999, en fonction de l'instauration de différentes tailles limites de captures (TL en poids frais, fixées respectivement à 250, 300 et 500 g) et sous différentes hypothèses de mortalité naturelle et de multiplicateur de l'effort de pêche.

Percentages of gains (positive numbers) or losses (negative numbers) of awaited productions, compared to the correspondent observed productions carried out from1996 to 1999, according to the introduction of various minimal sizes of capture (TL in fresh weight, respectively fixed at 250, 300 and 500 g) and under various assumptions of natural mortality and various multiplier of the fishing effort.

dépend donc très fortement d'une évaluation des risques que le modèle ne permet pas d'apprécier correctement. Le modèle dit simplement que : selon les niveaux de tailles minimales simulés, les gains sont soit (1) faibles (< 10%) tout en étant assez sûrs (pas de

perte importante à craindre certaines années quelle que soit l'hypothèse adoptée sur la mortalité naturelle) pour une taille limite modérée, soit (2) éventuellement forts (> 10 %, et même > 30 % avec M = 0,1) mais plus incertains (une perte de -8 % devenant possible sous certaines hypothèses de mortalité naturelle) avec des tailles limites plus importantes.

A noter aussi, pour mémoire, que dans une décision d'aménagement sur les tailles minimales, il faudrait aussi prendre en compte l'effet positif possible d'une telle mesure sur le potentiel reproducteur. Le modèle semble déceler la possibilité d'un tel effet à travers une augmentation des indices de biomasses, mais sans qu'on puisse en prédire l'impact réel sur le recrutement: nous y reviendrons dans la discussion.

Discussion

Les résultats précédents, ainsi que les choix de modélisation, appellent plusieurs commentaires. On abordera d'abord les aspects méthodologiques et ensuite ceux concernant l'aménagement des pêcheries.

La modélisation sur les âges

Les données de captures de départ sont structurées en poids (captures par catégories commerciales). Or, il existe des méthodes analytiques basées directement sur une structuration de la population en tailles (ou en poids, ce qui revient au même). Ainsi, modéliser directement sur cette base pouvait apparaître comme une solution séduisante, surtout si l'on considère que le passage des poids aux âges est toujours une opération délicate qui introduit une source d'incertitude supplémentaire et difficile à maîtriser. Cependant, les méthodes basées sur les tailles auraient imposé de travailler sur des pseudo-cohortes et non sur des cohortes vraies. Or, le recours aux pseudo-cohortes va de pair avec deux contraintes majeures.

Premièrement, il implique l'acceptation d'hypothèses de constance du recrutement et de constance du diagramme d'exploitation (*i.e.* il faut en réalité que toutes les cohortes vraies aient subi la même « histoire »). Ces hypothèses sont impossibles à assumer dans notre situation qui, au contraire, est celle d'une exploitation typiquement saisonnière et d'un recrutement lui aussi fortement saisonnier (Caverivière *et al.*, 2000), recrutement ne pouvant en aucun cas être assimilé à un phénomène constant, ni même purement aléatoire, à l'échelle inter-mensuelle définie par le pas de temps du modèle. Deuxièmement, par rapport à nos objectifs, la modélisation analytique doit être capable de simuler des changements dans le diagramme d'exploitation d'un mois à l'autre, ceci afin d'évaluer l'impact des diverses mesures d'aménagement. Par exemple, dans cet article, ce sont les effets de diverses tailles minimales de commercialisation qui sont simulés ; ailleurs (Jouffre *et al.*, présent volume), ce sont ceux de fermetures de pêche, etc. On comprend que ce genre de simulation n'est pas possible avec les méthodes de pseudo-cohortes qui postulent la constance du diagramme d'exploitation. Pour ces deux raisons principales, une modélisation fondée sur les cohortes vraies, et donc sur les âges, nous paraît incontournable.

Dès lors, la difficulté qu'implique la conversion poids-âge et notamment les problèmes spécifiques qu'elle pose dans le cas du poulpe, et qui sont exposés en détail par divers auteurs (dont Mangold, 1983 et Domain *et al.*, 2000), doivent être perçus à leur juste valeur : c'est une des sources d'incertitude du modèle. Ce n'est cependant pas la seule et ici on peut penser qu'elle est atténuée par le fait que l'on dispose pour cette conversion d'un modèle de croissance *in situ* assez réaliste, car issu de suivis directs par marquages pour la population en question.

Néanmoins, ce passage des poids aux âges représente un point méthodologique à améliorer. Pour y parvenir, les travaux à venir devront sans doute s'attacher à (1) minimiser les sources d'erreurs ou de biais liées à cette conversion, notamment par des méthodes de conversion moins drastiques que le slicing (Lanco *et al.*, en cours), (2) mieux en cerner l'impact au sein du processus de modélisation (études de sensibilité plus poussées), voire (3) chercher à quantifier l'incertitude (par des méthodes probabilistes ou autres).

Utilisation de la croissance in situ *et sensibilité du modèle aux paramètres de croissance*

Le recours à un modèle de croissance est indispensable dans l'approche analytique. Etant donnée la double influence de son choix, en début d'analyse pour constituer la matrice de capture aux âges, puis en fin de processus pour le calcul des productions simulées en poids, il convient de revenir un peu sur cette question.

Concernant d'abord les raisons du choix du modèle de croissance de Domain *et al.* (2000), outre qu'il est établi sur le stock sénégalais, son principal avantage est d'être le seul modèle de croissance *in situ*, à ce jour et à notre connaissance, à avoir été obtenu sur cette espèce par le suivi direct de poids individuels comme le permet la technique du marquage. De plus, la très grande variabilité individuelle des taux de croissance chez le poulpe, déjà soulignée par divers auteurs (Mangold, 1983; Forsythe et Van Heukelem, 1987) et confirmée encore à l'occasion de l'étude de Domain *et al.*, fournit un argument solide pour préférer ce modèle à d'autres obtenus par décompositions modales. Le problème de la modélisation pratiquée en référence à la courbe de Domain *et al.* est sa mauvaise prise en compte de la phase de sénescence qui induit un amaigrissement en fin de vie. Nous ne pensons pas pour autant que cela ait un impact majeur sur les résultats de l'analyse de la dynamique de la population étant donnés, d'une part la relative brièveté de la phase concernée et d'autre part le comportement de l'animal en fin de vie qui induit probablement une baisse sensible de sa capturabilité par arrêt du comportement de recherche de nourriture et enfouissement (Mangold, 1983). En conséquence, le pourcentage d'animaux sénescents dans les captures peut probablement être considéré comme négligeable, de même que sa non prise en compte dans la modélisation.

Estimation de la mortalité naturelle

La prise en compte de la mortalité naturelle M, et notamment son estimation à l'aide de taux indépendants de ceux de la mortalité par pêche, constitue un point délicat, voire un point discutable, de la

modélisation analytique en halieutique. Concernant le poulpe, une difficulté supplémentaire réside dans le fait qu'on dispose de très peu d'expériences ou de travaux disponibles dans la littérature, et donc de recul concernant l'estimation de ce paramètre M, ou plus précisément d'un vecteur des M par âge. Dans l'état actuel des analyses, l'incertitude attachée à cette estimation est peut-être le principal facteur limitant la précision des conclusions à attendre des modèles analytiques sur le poulpe. À l'heure actuelle, la seule voie susceptible d'améliorer les choses semble être la multiplication des cas d'études similaires sur la même espèce, en particulier sur d'autres stocks mais également sur le stock ici étudié pour une période plus longue, de façon à ce que la diversité des situations modélisées conduise à réduire l'ampleur de l'incertitude sur le M.

De ce point de vue, la présente étude apporte d'ailleurs quelques indications supplémentaires par rapport à celles déjà présentées plus haut dans les études de sensibilités. En effet, d'autres configurations de vecteur M ont été testées puis rejetées car:
- soit, elles ne permettent pas d'ajuster une VPA cohérente (des M constants par âge mais sensiblement plus faibles ou plus forts que ceux retenus dans l'étude de sensibilité n'ont pas donné de résultats raisonnablement cohérents);
- soit, elles ne donnent pas de résultats radicalement différents quant aux variables estimées par la VPA, par rapport à des valeurs de M voisines mais de structure plus simple. Ainsi, on a privilégié des M par âge constants dans la présentation des résultats, plutôt que d'autres configurations plus complexes également testées.

Éléments caractéristiques de la dynamique des populations de poulpes et conséquences sur l'aménagement des pêcheries

De cette étude, il semble se dégager des comportements ou caractéristiques importants de la dynamique de tels stocks, dont on peut déduire certaines idées générales qui intéressent directement l'aménagement.

(1) La maximisation de la production sur le long terme n'est sans doute pas un objectif à rechercher. Du moins, il est illusoire de vou-

loir l'atteindre par les voies classiques telles que la fixation de stratégies trop rigides, comme par exemple la pré-définition d'un niveau d'effort supposé optimum.

(2) Le point précédent conduit à l'abandon de l'idée de gestion sur le long terme dans son entendement habituel. A celle-ci, doit se substituer l'idée de gestion en temps réel. Ses corollaires sont : adaptabilité et gestion de la variabilité pour un meilleur profit. C'est d'ailleurs ce qui se passe déjà plus ou moins en pratique quant à la gestion de l'effort dirigé sur les poulpes : les pêcheurs arrivent au Sénégal à le faire varier en temps réel dans d'énormes proportions et en l'adaptant au potentiel de production lié au recrutement de l'année.

(3) Comme pour la gestion de l'effort, il semble qu'une gestion trop rigide des tailles minimales pose quelques problèmes pour cette espèce. En effet, l'étude a montré que :
– au plan pratique, la fixation à priori d'un niveau de taille minimale donné est difficile à optimiser du fait que, dans l'état actuel des connaissances et de la modélisation, l'évaluation quantitative de ses effets reste entachée d'une grande incertitude ;
– plus fondamentalement, les effets d'une telle mesure « standard », c'est-à-dire qui serait reproduite à l'identique chaque année, seront de toutes façons très variables selon les années.

(4) Si les gains de production à attendre d'une gestion des tailles minimales restent incertains, cette mesure aurait par contre des effets bénéfiques sur les indices de biomasse, et notamment de biomasse féconde, avec des conséquences sur le recrutement vraisemblablement positives (au pire nulles dans l'hypothèse la plus pessimiste d'une absence de relation stock-recrutement). Cet élément pourrait justifier la limitation des tailles dans une approche de précaution.

Intérêts et limites de la modélisation de la dynamique des populations exploitées de poulpes

Malgré le degré d'incertitude relativement important qui reste attaché à certaines de leurs conclusions chiffrées, des études comme

celle-ci, en contribuant à l'amélioration de la connaissance de la biologie et de la dynamique des populations d'*Octopus vulgaris* présentent un intérêt certain en terme d'aménagement des pêcheries. Cet intérêt réside dans deux points principaux :

– premièrement, ces études permettent de mieux comprendre les situations observées sur cette espèce et qui ne correspondaient pas toujours aux schémas présupposés à partir de l'observation puis de la modélisation d'autres espèces exploitées ;

– deuxièmement, elles fournissent une réponse objective, même si elle reste discutable et éventuellement provisoire, à certaines questions posées, comme ici sur l'intérêt ou non de fixer des tailles minimales de captures.

A l'inverse, de telles études confirment qu'il ne faut pas attendre de la biologie halieutique une réponse à toutes les questions que pose l'aménagement halieutique, et ceci peut-être encore moins pour le poulpe que pour d'autres espèces. A côté des raisons théoriques et des résultats des simulations ébauchées ici, l'exemple de l'été 1999 au Sénégal constitue une parfaite illustration de cette idée. En effet, une explosion démographique sans précédent du poulpe a occasionné pour les pêcheurs qui l'exploitaient une situation plus difficile qu'avantageuse malgré l'abondance de la ressource (Diallo *et al.*, 2001).

Bibliographie

BRÊTHES, J.C., O'BOYLE R.N. (éd.), 1990 — *Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques.* Projet CIEO-860060, Centre international d'exploitation des océans, Halifax (Nouvelle-Ecosse, Canada) : 963 p.

CADDY J.F., 1996 — Modelling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquat. Living Resour.*, 9 : 197-207.

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. Sci.*, 116 : 1-42.

CAVERIVIÈRE A., 1994 — « Le poulpe (*Octopus vulgaris*) au Sénégal : une nouvelle ressource ». *In* Barry-Gérard M., Diouf T., Fonteneau A. (éd.) : *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise*, Paris,

Orstom, coll. Colloques et séminaires, t. II : 245-256.

CAVERIVIÈRE A., DIALLO M., DOMAIN F., JOUFFRE D., 2000 — « Répartition côtière du poulpe *Octopus vulgaris* sur la Petite Côte du Sénégal et son exploitation par la pêche artisanale ». *In* Gascuel D., Chavance P., Bez N., Biseau A. (éd.) : *Les espaces de l'halieutique*, Paris, IRD éditions, coll. Colloques et séminaires : 269-283.

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 : Eléments d'analyse.* IIFET 96 symposium acts, Marrakech, 1-4 juillet 1996, International Institute for Fisheries Economics and Trade : 22 p. miméo.

DIA M.A., 1988 — *Biologie et exploitation du poulpe* Octopus vulgaris *(Cuvier 1797) des côtes mauritaniennes.* Thèse doctorat 3e cycle, univ. Bretagne Occidentale, Brest, 20 déc.1988, 164 p.

DIALLO M, JOUFFRE D., CAVERIVIÈRE A., THIAM M., 2002 — The demographic explosion of *Octopus vulgaris* in Senegal during the 1999 summer. *Bulletin of Marine Science* (sous-presse).

DOMAIN F, JOUFFRE D., CAVERIVIÈRE A., 2000 — Growth of *Octopus vulgaris* from tagging in Senegalese waters. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 80 (4) : 699-706.

FAO, 1997 a — Yearbook of fisheries statistics. Catches and landings, *FAO Fish. Ser.* 80 : 713 p.

FAO, 1997 b — Rapport du Groupe de Travail *ad hoc* sur les céphalopodes. *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 interspécifiques.* Thèse doc., univ. Montpellier-II, 403 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).* ICES, Shellfish Committee, C.M. K/15 : 19 p. miméo.

FERRARIS J., FONTENEAU V., SY BO A., 1993 — Structuration de la base de données « Pêche artisanale » et chaîne de traitement informatique. *Arch. Centre Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 192 : 39 p.

FERRARIS J., SAMB B., THIAM M., 1994 — « Les statistiques de pêche au CRODT : description des systèmes de collecte et de traitement des données ». *In* Barry-Gérard M., Diouf T., Fonteneau A. (éd.) : *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise*, Paris, Orstom éditions, coll. Colloques et séminaires, t. II : 73-93.

FORSYTHE J.W., VAN HEUKELEM W.F., 1987 — « Growth ». *In* Boyle P.R. (ed.) : *Cephalopod life cycles, vol. II. Comparative reviews*, London, Academic Press : 135-156.

JOUFFRE D., INEJIH C.A., 1997 — *La pêche au poulpe en zone Nord-Ouest Africaine : surexploitation ?* Pré-acte du 3e Forum Halieumétrique La Surexploitation, Association Française d'Halieumétrie, Montpellier (France), 1-3 juillet 1997 : 8 p. miméo.

JOUFFRE D., INEJIH C., SIMIER M., 2000 — « Cycle biologique du poulpe (*Octopus vulgaris*) au large du Cap-Blanc (Mauritanie) ». *In*: Gascuel D., Chavance P., Bez N., Biseau A. (éd.): *Les espaces de l'halieutique*, Paris, IRD éditions, coll. Colloques et séminaires: 264-267.

LANCO S., 1999 — *Adaptation d'un modèle structural à une ressource instable en vue de mesurer l'impact de fermetures de pêche. Application au stock de poulpe (*Octopus vulgaris, *Cuvier 1797) sénégalais.* Mémoire DEA Océanologie biologique et Environnement marin, Ecole Nat. Sup. Agro. Rennes : 49 p (+ annexes).

LAUREC A., LE GUEN J.C., 1981 — Dynamique des populations marines exploitées, Tome I, concept et modèles. *Centre National Exploit. Océans (Brest, France), Rapp. Sci. Tech.*, 45: 118 p.

MANGOLD K., 1983 — « *Octopus vulgaris* ». *In* Boyle P.R. (ed.) : *Cephalopod Life Cycles, Species Accounts*, Academic Press, London, vol I.: 335-364.

POPE J.G., 1972 — An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF Res. Bull.*, 9: 65-74.

SÉGNANE P. 1999 — *Diagnostic des systèmes statistiques de traitement des données statistiques des pêches maritimes.* Rapport d'étude DOPM-SCAC, Dir. Océanogr. Pêch. Marit. (Dakar): 139 p.

SPARRE P., VENEMA S.C., 1996 — Introduction à l'évaluation des stocks de poissons tropicaux. Première partie: *Manuel FAO (Rome), Doc. Tech. Pêches*, 306/1, Rév. 1.: 401 p.

SY O.Y., 1995 — *Analyse critique des données statistiques fournies par la DOPM dans le cadre de la pêche artisanale au Sénégal.* Mémoire Ingénieur, Ecole Nat. Economie Appliquée (Dakar): 85 p. (+ annexes).

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) Com.*, 8 : 49 p.