

**ANALYSES DE RISQUE EN EVALUATION DES STOCKS  
ET GESTION DES PECHERIES.  
UTILISATION DES METHODES DE MONTE CARLO**

Benoît Mesnil

*IFREMER*  
BP 7 - 17137 L'Hourmeau.

---

**RESUME**

L'application des analyses de risque à la gestion des pêcheries est une des préoccupations actuelles de la communauté des halieutes. Nous présentons une méthode basée sur les simulations de Monte Carlo permettant de prendre en compte, dans la formulation de l'avis scientifique destiné aux gestionnaires, les incertitudes entachant les données et paramètres des modèles d'évaluation et de prévision. L'avantage de cette technique est qu'elle permet de combiner aisément divers types d'incertitudes affectant les paramètres de simulations bio-économiques complexes. On est ainsi en mesure d'évaluer les implications de diverses stratégies de gestion. Nous soulignons cependant que l'utilisation effective des analyses de risque comme aide à la décision suppose que les gestionnaires des pêches précisent des objectifs clairs, les risques associés à une décision ne pouvant être définis que comme l'éventualité de ne pas atteindre les buts recherchés.

**ABSTRACT**

Risk analyses applied to fisheries management issues are currently a topic of major interest in fisheries research. A Monte Carlo method is presented whereby uncertainties in data and parameters of assessment or prediction models can explicitly be accounted for when framing scientific advice to managers. This technique is particularly appropriate when uncertainties from various sources need to be considered in complex bio-economic simulations. Potentially, the method enables comparisons of the outcome and implications of various possible management strategies. It is argued, however, that effective implementation of risk analyses to assist decision making requires that managers clarify their objectives, so that risks can operationally be defined as the hazards of not meeting specified targets.

## INTRODUCTION

Selon un adage bien connu, "gérer c'est prévoir". Rares, toutefois, sont les secteurs d'activité où une prévision fiable est possible : qui peut dire à coup sûr ce que seront le coût de l'énergie et des matières premières, ou les taux de change ou d'intérêt dans quelques mois ? Pis encore pour un secteur comme la pêche dont la production dépend de ressources naturelles soumises à des variations largement imprévisibles dès lors qu'interviennent des facteurs d'environnement (May *et al.*, 1978 ; Hilborn, 1987). A ceci s'ajoute le fait que les évaluations de l'état de ces ressources sont fort incertaines : toute estimation reposant sur un échantillonnage est sujette à erreur statistique et le problème se complique pour les ressources halieutiques du fait qu'elles ne sont pas accessibles à l'observation directe, ne serait-ce que pour une validation des estimations.

Peut-être vaut-il mieux insister sur le fait que "gérer, c'est décider". Cela n'enlève rien à la complexité du problème. D'une part, les objectifs souhaités, implicitement ou explicitement, font généralement appel à une multitude de critères (Healey, 1984 ; Charles, 1989), souvent contradictoires même quand on les considère dans leur "classe" respective (économiques, sociaux, biologiques, etc.). Il faut donc opérer sinon des choix exclusifs, du moins des pondérations, par exemple entre les revendications des producteurs, des transformateurs, des consommateurs, voire des contribuables et les contraintes imposées par les ressources. D'autre part, face aux incertitudes évoquées plus haut, le risque existe en permanence de voir infirmées *a posteriori* les hypothèses retenues aujourd'hui pour évaluer ou pondérer les critères. Décider implique donc d'identifier et, si possible, d'évaluer les risques encourus par différentes composantes d'un système complexe sous différents scénarios.

Si l'on considère plus spécifiquement le secteur de la pêche, force est de constater (Alverson et Paulik, 1973 ; Wilimovski, 1985 ; Horwood, 1991 ; Horwood et Griffith, 1992) qu'un des obstacles majeurs à la mise en place d'une politique efficace de gestion est l'incapacité des acteurs, à tous les échelons, à spécifier explicitement des objectifs cohérents pour ce secteur. Ceci consacre de fait la primauté de la notion de paix sociale, qui se traduit par des interventions ponctuelles, le plus souvent au profit d'une composante professionnelle mais, inéluctablement, aux dépens d'une autre et, immanquablement, au détriment des ressources. L'absence d'objectifs explicites a déjà dénaturé les tentatives d'optimisation des systèmes de gestion, dans la mesure où les hypothèses de travail peuvent être récusées sans cesse et, avec elles les conclusions même les plus robustes aux approximations. On va voir que, si l'on s'en tient à une définition formelle, cela pourrait paralyser aussi l'application concrète des analyses de risque à la gestion des pêches. Ce constat ne devrait pas, toutefois, empêcher les diverses disciplines concernées par l'analyse des "systèmes halieutiques" d'approfondir leur apport spécifique à la compréhension des enjeux de la gestion.

Nous présentons ici une approche opérationnelle destinée à analyser comment certains types d'incertitudes peuvent être pris en compte au moment de la décision. Alors même que l'outil est général et pourrait intégrer d'autres sources d'incertitudes, l'analyse a été délibérément limitée aux effets sur la formulation de l'avis biologique d'incertitudes entachant les données utilisées pour les évaluations de stocks. La méthode est ici appliquée au stock dit "nord" de merlu dont les évaluations ont jusqu'alors été remises en cause, principalement du fait des doutes sur la détermination de l'âge des poissons capturés. Ces incertitudes ont systématiquement été mises en avant pour justifier des relèvements des TACs.

### LES ANALYSES DE RISQUE EN GESTION DES PECHEES.

- La reconnaissance de l'incertitude associée à la plupart des paramètres biologiques et socio-économiques décrivant les systèmes de production et de gestion halieutiques, et le souci de la prendre en compte explicitement ne sont pas nouveaux. De multiples travaux ont ainsi intégré la variabilité naturelle du recrutement ou les incertitudes sur les paramètres économiques comme le taux d'actualisation. Le sujet est revenu sur le devant de la scène ces dernières années et plusieurs conférences internationales lui ont été consacrées : NAFO en 1990, CAFSAC en 1991, Alaska Sea Grant en 1992, Groupe de Travail Méthodes et Réunion Statutaire du CIEM en 1993.

Aux Etats-Unis, le NMFS a mis en place un groupe de réflexion dont les premières recommandations méritent d'être soulignées. Il rappelle que, du fait de leur pertinence dans de multiples secteurs d'activité, les analyses de risque ont donné lieu à l'élaboration d'un solide corpus théorique et que les halieutes auraient tout intérêt à s'y rattacher. Selon les définitions "classiques" en théorie de la décision, le risque se mesure par l'espérance mathématique d'une fonction de perte (que l'on peut aussi poser en termes d'utilité) pour la société. Cette fonction dépend des variables de contrôle considérées et de paramètres sujets à incertitude associés à leur distribution de probabilité respective. Il est à noter que sa formulation intègre l'attitude du décideur vis-à-vis du risque. Le calcul du minimum de la fonction de perte permet d'estimer les valeurs des variables de contrôle qui réalisent au mieux l'objectif. Tant du point de vue formel que dans les résultats d'applications, il y a donc une divergence notable entre cette approche classique et l'acception commune selon laquelle le risque associé à une décision se mesure par une probabilité, en l'espèce celle d'occurrence d'un événement indésirable (effondrement du stock, par exemple) ou de non-réalisation d'un objectif particulier (Mendelssohn, 1979 ; Brown et Patil, 1986 ; Hall et al., 1988 ; Francis, 1991, 1992).

Ceci dit, on a vu qu'il est tout aussi difficile d'obtenir d'un gestionnaire des pêches la spécification d'une fonction de perte que celle d'une fonction objectif, toute deux faisant intervenir des pondérations entre de multiples critères. Une attitude pragmatique implique donc que, sous réserve que chacun soit très clair quant au cadre dans lequel

il opère, l'on continue de "débroussailler" la problématique par toute approche pouvant y contribuer utilement. Ceci s'impose d'autant plus que l'élaboration de procédures opérationnelles devra résulter d'un dialogue suivi entre experts et gestionnaires, les premiers proposant des pistes ou des ébauches d'analyse, les seconds pouvant alors réagir et proposer des ajustements. Si l'on veut lancer le processus, il faut commencer avec les matériaux disponibles. Dans le même esprit, il paraît nécessaire de conserver la capacité à mettre en évidence les implications de toute décision sur chaque critère individuellement, en plus des effets sur leur combinaison dans la fonction de perte. Il faut donc accepter que les deux démarches, classique et heuristique, soient poursuivies simultanément, avec l'espoir de les voir converger à terme.

Rappelons pour finir deux caractéristiques communes aux deux approches. D'une part, leurs résultats sont conditionnels aux distributions de probabilité adoptées pour les paramètres considérés. D'autre part, le choix de l'échelle de temps (court, moyen ou long terme) doit être clairement spécifié. Cela est d'autant plus important en matière de pêche que l'expérience prouve que les contraintes à très court terme ont toujours pris le pas sur les implications à terme plus éloigné.

## **PRISE EN COMPTE D'INCERTITUDES PAR DES METHODES DE MONTE CARLO**

De façon générale, les méthodes de Monte Carlo consistent en de multiples répliquions de la procédure d'estimation ou de calcul testée, dans lesquelles les données sont tirées au hasard suivant des lois de distribution spécifiées par l'utilisateur, puis en une analyse des distributions de fréquence des résultats. Dans le cas présent, nous cherchons à simuler, pour chaque jeu de données plausible, la séquence complète d'opérations que constitue une évaluation de stock utilisant un modèle analytique structuré en âge, telle qu'elle est réalisée typiquement au sein de nombreuses commissions scientifiques telles que le CIEM.

Rappelons brièvement qu'un groupe de travail réuni l'année A dispose de données sur les captures aux âges et les captures par unité d'effort (cpue) jusqu'à l'année A-1. Des analyses de cohortes (VPA) calibrées par les cpue sont effectuées sur ces données pour estimer les mortalités par pêche, les abondances aux âges ainsi que les biomasses fécondes sur les années passées, et surtout pour estimer les effectifs aux âges du stock au début de l'année A. Ces derniers constituent l'état initial à partir duquel on peut simuler des évolutions du stock sous l'effet de divers régimes d'exploitation (intensités de pêche et diagrammes d'exploitation) définis par référence aux estimations de mortalités par pêche récentes (*statu quo* par exemple), et pour différentes options quant aux recrutements attendus. En particulier, les prévisions de captures à court terme servent de base à la préconisation du TAC pour l'année A+1. Outre les captures associées, chaque régime d'exploitation est jugé en fonction de son impact sur la biomasse féconde, la référence étant soit le niveau récent, soit une

biomasse qualifiée de "minimum biologique acceptable". On peut aussi se référer aux valeurs remarquables ( $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$ , etc.) des courbes de rendement et de biomasse féconde par recrue à l'équilibre, obtenues avec les mêmes vecteurs de mortalité naturelle et diagrammes d'exploitation, pour suggérer d'éventuelles modifications de l'intensité de pêche.

Tous les produits des calculs qui viennent d'être évoqués sont sujets à incertitude dans la mesure où les données peuvent être entachées d'erreurs qui se propagent d'étape en étape. S'il est parfois possible, bien que malaisé vu la non-linéarité des équations du modèle, d'évaluer analytiquement l'impact de certaines erreurs sur des résultats intermédiaires, cela n'est guère possible dès lors que l'on s'intéresse aux effets combinés de multiples sources d'incertitude sur les résultats des prévisions réalisées à l'issue de la procédure complète d'analyse. Or l'avis "biologique" destiné aux gestionnaires des pêches s'appuie sur ces résultats finaux, et ce sont donc eux qui importent. Comme le suggère le Groupe de Travail CIEM sur les Méthodes d'Evaluation de Stocks (Anon., 1993), les simulations numériques de Monte Carlo apparaissent donc comme un moyen commode de prendre en compte plusieurs sources d'erreurs et d'évaluer dans quelle mesure elles affectent la robustesse ou la pertinence des avis scientifiques. C'est la démarche qui a été adoptée par Pope et Gray (1983), Mohn (1991), Pelletier et Laurec (1991, 1992) ou Restrepo *et al.* (1992).

Comme certains de ces prédécesseurs, nous avons choisi ici de nous intéresser aux erreurs sur trois des données les plus cruciales d'une évaluation de stock : les coefficients de mortalité naturelle ; la matrice des captures en nombre par âge et par année ; les séries d'indices d'abondance (captures aux âges par unité d'effort) fournies par des flottilles sélectionnées. Bien entendu, nous tiendrons compte aussi de l'incertitude résultant de l'impossibilité quasi-totale de prévoir les recrutements futurs.

## ETAPES DE CALCUL.

### 1. - Randomisation des données.

Les données nécessaires à l'analyse de cohortes sont, à chaque réplication, générées en altérant les valeurs nominales par un bruit aléatoire dont on a estimé (ou supposé) la forme et les paramètres de la distribution.

Très rares sont les cas où les coefficients de mortalité naturelle ont pu être estimés via une procédure formelle, et il n'est donc guère possible d'associer une distribution d'erreur à l'estimation ponctuelle. A défaut, on pourra opter pour une distribution normale ou uniforme, avec un coefficient de variation tel qu'une plage de valeurs plausibles puisse être balayée. Nous supposons ici que les coefficients  $M$  peuvent varier selon l'âge mais sont constants au fil des années ; la procédure peut aisément être étendue au cas de variations interannuelles.

Pour les captures aux âges, on souhaite considérer deux sources d'erreurs : d'une part, l'erreur d'estimation associée au fait que l'on procède à des échantillonnages sujets, de plus, à des biais éventuels (captures non ou mal déclarées, rejets), d'autre part les erreurs d'âgeage. Pour les premières, il existe en principe des formules d'estimation de variance appropriées à chaque stratégie d'échantillonnage et à chaque estimateur (p. ex. : Pelletier et Gros, 1991) ; elles ne sont pas toujours utilisables en pratique du fait de la complexité des schémas d'échantillonnage adoptés par les divers pays ou pour les diverses flottilles participant à la pêche. Les erreurs d'âgeage sont quant à elles distribuées en théorie selon des lois multinomiales. On peut supposer en première approximation que les effets combinés suivent des distributions normales ou log-normales (ces dernières garantissant que les captures utilisées dans les calculs resteront positives). Sous réserve d'information adéquate, on pourrait de même considérer des erreurs aléatoires sur les poids moyens aux âges et sur les ratios débarquement/capture aux âges utilisés dans les prévisions, mais cela n'a pu être fait dans l'exemple traité.

Les estimations d'indices d'abondance aux âges sont sujettes aux mêmes types d'erreurs que les captures aux âges et, de plus, aux erreurs affectant les estimations des efforts de pêche lorsqu'il s'agit de captures par unité d'effort de navires professionnels. Là encore, on peut parfois faire appel à des formules explicites pour estimer les variances, particulièrement dans le cas où les indices proviennent de campagnes scientifiques basées sur un plan d'échantillonnage formalisé (Smith et Gavaris, 1991). A défaut, on peut simuler les effets des erreurs en considérant des aléas log-normaux, en se rappelant que les méthodes de calibration (cf. *infra*) utilisent généralement les logarithmes des indices.

## 2 - Analyse de cohortes avec calibration.

L'analyse de cohortes permet, étant données les mortalités naturelles et les captures en nombre par âge sur une série d'années, d'estimer les effectifs du stock et les mortalités par pêche aux âges qui, à leur tour, servent à estimer les paramètres des modèles utilisés pour les prévisions. Ces dernières sont évidemment très sensibles à la qualité des estimations d'effectifs aux âges en fin de dernière année ( $A-1$ ), d'où le recours à des méthodes de calibration utilisant les indices d'abondance.

A la suite de Restrepo *et al.* (1992), nous avons choisi ici d'utiliser la méthode ADAPT (Gavaris, 1988), procédure générale que nous avons adaptée aux pratiques conventionnelles (traitement des groupes "plus" en particulier) et aux formats de données des groupes de travail du CIEM. Plusieurs raisons militent en sa faveur : elle repose sur une fonction objectif explicite qui peut être minimisée à l'aide d'algorithmes classiques ; elle n'exige pas que les séries d'indices d'abondance soient complètes et ne traite pas la dernière année différemment des autres. Dans la formulation choisie, les paramètres inconnus sont seulement les effectifs aux âges survivant après la

dernière année, les capturabilités de chaque groupe d'âge par chaque flottille étant estimées indépendamment par régression alors que, dans certaines applications d'ADAPT, elles peuvent être traitées comme inconnues. L'algorithme de minimisation (Marquardt-Levenberg) requiert des estimations initiales des paramètres et les bornes extrêmes du domaine des solutions acceptables et ceci peut être très malaisé pour des grandeurs comme les capturabilités.

La fonction objectif est la somme pondérée des carrés des écarts entre indices d'abondance observés et indices calculés ( $U_{a,y,f} = q_{a,f} \cdot N_{a,y}$ ) ou leurs logarithmes. La pondération fait, classiquement, intervenir en premier lieu l'inverse de la variance résiduelle dans l'ajustement du modèle ci-dessus pour chaque couple âge-flottille, avec la possibilité de ré-estimations itératives. On peut y ajouter une fonction de poids croissants avec le temps (pour réduire l'influence de données anciennes), et des poids *a priori* pour les années (données problématiques) ou pour les séries d'indices.

En général, la calibration n'utilise les indices d'abondance que pour une dizaine d'années sur la période la plus récente. Sauf problème de convergence de l'algorithme de minimisation (auquel cas on reprend à l'étape 1 du réplicat suivant), l'analyse de cohortes finale est effectuée sur la série complète d'années et les indicateurs usuels sont calculés : mortalité par pêche de référence chaque année (moyenne simple et/ou pondérée entre deux âges standards) ; moyenne arithmétique et/ou géométrique des recrutements (excluant les années les plus récentes) ; biomasses de géniteurs.

### 3 - Estimation des paramètres des modèles de prévision.

Les données communes à toutes les prévisions sont les vecteurs de coefficients de mortalité naturelle et par pêche de référence, les poids moyens par âge relatifs aux captures et au stock, les fécondités relatives selon l'âge. On utilise bien sûr le même jeu de mortalités naturelles générées en 1) que pour l'analyse de cohortes, le même vecteur étant supposé s'appliquer à toutes les années. Les mortalités par pêche de référence (*statu quo*) à chaque âge sont calculées comme moyennes sur une période récente de 3 à 5 années, avec une éventuelle correction pour que leur moyenne calculée entre 2 âges standards soit égale à celle estimée pour l'année A-1. Les poids moyens aux âges sont également calculés comme moyennes sur la même plage d'années que pour les mortalités par pêche, avec pondération par les captures utilisées ou par les effectifs calculés, respectivement ; de ce fait, ils varient à chaque réplication. On notera que, dans toutes les prévisions, l'accent est mis sur les débarquements plutôt que sur les captures, le passage des unes aux autres se faisant en appliquant des taux de débarquements aux âges supposés, pour le moment, constants pour toutes les réplifications. Il en va de même des fécondités aux âges.

Les prévisions à court et moyen terme requièrent en outre un vecteur d'effectifs aux âges en début d'année A. Ce sont les valeurs calculées par l'algorithme de minimisation, complétées par des estimations pour l'âge au recrutement et pour le

groupe plus. On peut considérer diverses options, toutes utilisant les résultats de l'analyse de cohortes de l'étape 2, pour injecter les effectifs recrutés l'année A ainsi que les années suivantes sur l'horizon à moyen terme :

- recrutement constant (égal à la moyenne géométrique) ;
- la même valeur mais affectée de variations aléatoires généralement log-normales, le coefficient de variation étant donné *a priori* ou calculé sur la série des estimations fournies par l'analyse de cohortes ;
- une valeur tirée au hasard parmi les estimations de la VPA ;
- l'estimation déterministe obtenue en appliquant une relation stock-recrutement ajustée aux couples recrutement/biomasse parentale pertinente (avec une complication lorsque le recrutement se produit à l'âge 0), corrigée d'un aléa choisi au hasard parmi les résidus de l'ajustement.

La relation de Ricker (1954) est la plus commode dans la mesure où ses paramètres peuvent être ajustés par régression comme le rappellent Hilborn et Walters (1992) qui suggèrent en outre des coefficients de correction de biais appropriés. Pour de nombreux stocks, toutefois, l'ajustement de relations stock-recrutement formelles n'est guère satisfaisant vu la dispersion des points observés. Néanmoins, pour les simulations à moyen terme, on ne saurait ignorer le fait que le recrutement ne peut qu'être affecté lorsque la taille du stock fécond change significativement. Il est donc recommandé de prendre en compte ces relations sous une forme ou une autre, une des solutions pouvant être le recours à des méthodes non paramétriques (Evans et Rice, 1988).

#### 4. Prévisions à long terme.

On procède ici à une analyse de rendement et de biomasse féconde par recrue à l'équilibre, à diagramme d'exploitation et mortalités naturelles donnés. Classiquement, on recherche par itérations les multiplicateurs de la mortalité par pêche correspondant à  $F_{max}$  et  $F_{0.1}$  et l'on calcule les gains relatifs de rendement par rapport à  $F_{statu quo}$  (multiplicateur égal à 1). On recherche également le multiplicateur tel que la biomasse féconde soit une fraction désirée de la biomasse féconde du stock vierge ( $F=0$ ), critère devenu d'usage courant dans certaines instances de gestion nord-américaines.

#### 5 - Prévisions à court terme.

Typiquement, et comme décrit précédemment, les prévisions à court terme (année A+1) servent à préconiser les niveaux de TAC correspondant à diverses hypothèses quant à la mortalité par pêche appliquée les années A et A+1. Vu la redondance avec les options de prévision à moyen terme, nous avons préféré procéder ici à une recherche itérative des multiplicateurs de mortalité par pêche résultant en une série de valeurs cibles des débarquements pondéraux l'année A+1, sous option de *statu quo* l'année A.



## 6 - Prévisions à moyen terme.

Il s'agit certainement du mode de simulation le plus utile pour mettre en évidence les enjeux d'une gestion, en particulier le fait que les ressources font à terme payer les libéralités concédées pour parer aux préoccupations immédiates. Néanmoins, les halieutes ont souvent eu scrupule à présenter de telles prévisions du fait de la grande sensibilité des résultats aux incertitudes, notamment celles sur les recrutements à venir.

Nous nous en tiendrons ici au cas le plus simple consistant à choisir une série de multiplicateurs de la mortalité par pêche relatifs à *F statu quo* pour les années A à A+n (n= 5, 10 ou plus) et à calculer les trajectoires des débarquements et des biomasses fécondes sur la période considérée. On a considéré deux statistiques simples : la moyenne des débarquements sur la période, et le nombre d'années où la biomasse féconde prédite est inférieure à la moyenne sur les 5 années passées calculée à l'étape 2. On pourrait aussi, comme MacLennan *et al.* (1992), définir des indicateurs de la variabilité inter-annuelle, sachant que la variance sur la période n'en est pas une mesure très utile.

Une fois réalisé le nombre désiré de répliques (500 ou 1000 typiquement) de la séquence décrite ci-dessus, il reste à dresser les distributions en procédant, à l'aide d'un tableur ou de programmes spécifiques, à des tris (quantiles) ou à des classifications (histogrammes) des différents résultats sauvegardés en fichiers. Il faut aussi choisir le mode de représentation selon le type d'information sur lequel on veut mettre l'accent. Les diagrammes représentant le mode ou la médiane et des quantiles remarquables (plutôt que les valeurs clés 2,5%-97,5% des tests statistiques, on préférera souvent les quartiles 25%-75%) donnent une bonne idée des valeurs les plus plausibles et de l'enveloppe, mais pas de la forme des distributions qui sont le plus souvent asymétriques. Ces dernières sont plus évidentes sur des histogrammes, mais il n'est pas toujours aisé de les traduire en probabilités. Pour cela, on pourra préférer les "profils de probabilités" (courbes des probabilités cumulées) plus faciles à interpréter en termes de risque ou de compromis ("trade-off"), comme le préconise le Groupe de Travail CIEM sur les Méthodes d'Evaluation de Stocks (Anon., 1993). Rappelons qu'il s'agit de probabilités conditionnelles, dépendant de la forme et de l'amplitude supposées des erreurs sur les données.

### EXEMPLE D'APPLICATION.

La méthode a été appliquée au stock Nord de merlu européen (distribué de la Mer du Nord au golfe de Gascogne), en utilisant les données du Groupe de Travail CIEM d'Evaluation des Stocks Démersaux du Plateau Sud (Anon., 1994).

Ce stock de merlu est exploité par les flottilles de différents pays mettant en oeuvre toute une variété de navires et d'engins. Etant donnée l'hétérogénéité des flux de données, il est impossible de calculer les variances attachées aux estimations des

captures internationales et des indices d'abondance. Pour les besoins de l'exemple, nous avons donc choisi des coefficients de variation arbitraires mais permettant de couvrir une plage de valeurs reflétant notre appréciation des incertitudes (tableau 1). Nous avons adopté des distributions d'erreurs log-normales pour les captures en nombre et les cpue, et une distribution uniforme pour la mortalité naturelle, celle-ci pouvant prendre des valeurs comprises entre 0,10 et 0,34. Les recrutements utilisés dans les prévisions à court et moyen termes ont été déduits de la relation stock-recrutement de Ricker avec ajout d'un résidu aléatoire. Les distributions de résultats sont basées sur 500 réplifications (nécessitant 30 minutes de calcul sur une station SUN Sparc2, 5 à 6 heures sur un PC386 avec co-processeur). Nous ne commenterons ici que les résultats des prévisions.

### Prévisions à long terme

L'analyse à l'équilibre permet de situer l'intensité de pêche courante ( $F$  *statu quo*, multiplicateur = 1,0) par rapport à 3 valeurs remarquables des multiplicateurs de mortalité par pêche correspondant respectivement à  $F_{max}$ , à  $F_{0.1}$  et à une biomasse féconde par recrue égale à 30% (par exemple) de la biomasse féconde du stock vierge. Les distributions de ces multiplicateurs sont résumées sous deux formes : des diagrammes à barre (figure 1) où sont portés les médianes et les écarts entre les quartiles (25 et 75% des fréquences cumulées) ; des profils de probabilités (figure 2) indiquant la probabilité qu'ont les multiplicateurs d'être inférieurs aux valeurs portées en abscisse.

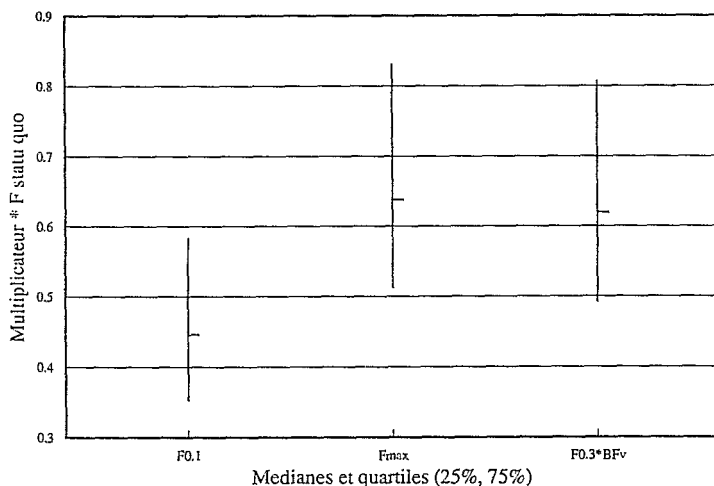


Figure 1. Prévision à long terme. Médianes et quartiles des distributions des multiplicateurs de mortalité par pêche relatifs à  $F$  *statu quo* correspondant à  $F_{max}$ , à  $F_{0.1}$  et à une biomasse féconde de 30% de celle du stock vierge.

Compte tenu des erreurs supposées, il y a de fortes chances (86%) que le stock soit surexploité en termes de rendement par recrue ( $F > F_{max}$ ) avec l'intensité et le diagramme d'exploitation actuels : la médiane (50% des cas) indique qu'il faudrait réduire la mortalité par pêche d'au moins 36% si l'objectif était de pêcher à  $F_{max}$ . On remarque que le critère de 30% de la biomasse vierge est ici quasiment équivalent à  $F_{max}$ . Quant à  $F_{0.1}$ , il y a 95% de chances qu'il soit inférieur à l'intensité de pêche actuelle, la médiane de sa distribution correspondant à 45% de  $F$  *statu quo*.

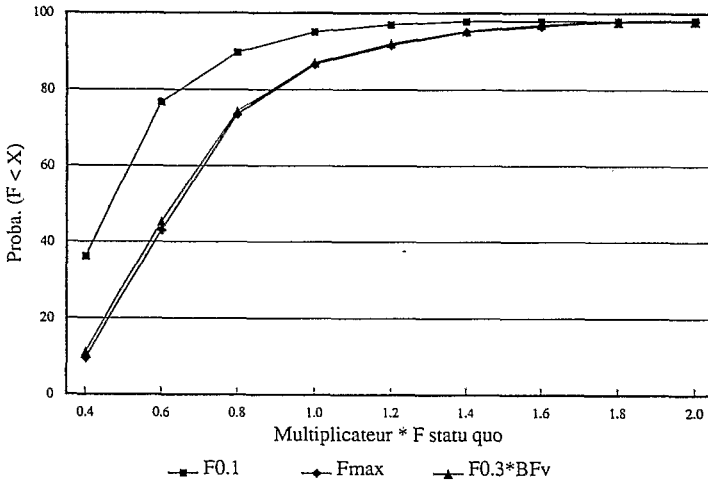
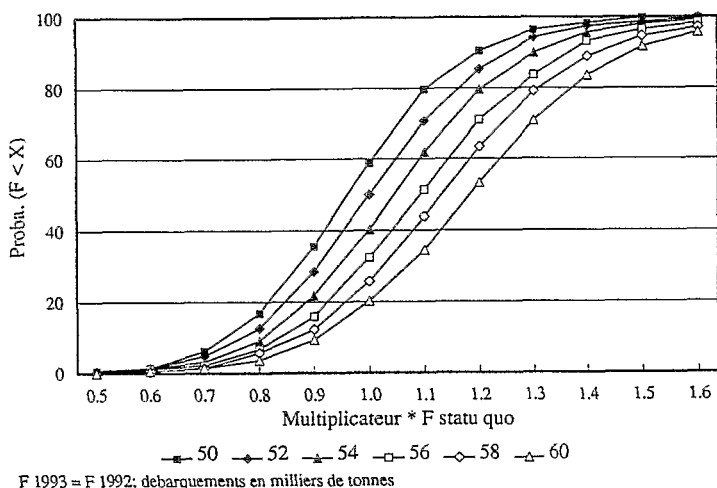


Figure 2. Prévion à long terme. Profils de probabilité des multiplicateurs de mortalité par pêche relatifs à  $F$  *statu quo* correspondant à  $F_{max}$ , à  $F_{0.1}$  et à une biomasse féconde de 30% de celle du stock vierge.

### Prévisions à court terme

Nous nous intéressons ici aux distributions des multiplicateurs de mortalité par pêche permettant de réaliser, en 1994, des débarquements compris entre 50000 et 60000 t. Elles sont présentées sous forme de profils de probabilité sur la figure 3 qui s'interprète de la façon suivante. La courbe correspondant à 52000 t indique qu'il y a 50% de chances que la mortalité par pêche en 1994 soit maintenue en deçà du niveau actuel (multiplicateur égal à 1,0) si l'on adopte un TAC de cette valeur et, bien entendu, 50% de chances aussi que ce TAC amène à dépasser  $F$  *statu quo* ; toutefois, il y a 71% de chances que le dépassement soit de moins de 10%. Si l'objectif était de contenir la mortalité par pêche au niveau actuel, il n'aurait que 40% de chances d'être atteint si l'on contingentait les débarquements à 54000 t ; autrement dit, le risque de non-respect de l'objectif serait de 60% et augmenterait avec des TACs plus élevés (rappelons que nous cherchons ici à illustrer une méthode et non à évaluer un seuil de risque acceptable, prérogative qui doit être laissée aux gestionnaires).

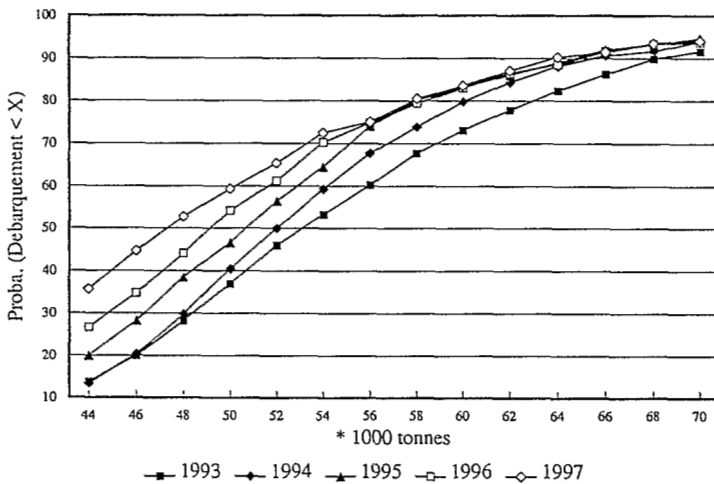


**Figure 3.** Prédiction à court terme. Profils de probabilité des multiplicateurs de mortalité par pêche aboutissant à des valeurs cibles des débarquements en 1994.

Dans le contexte normal d'une évaluation de stock, on s'intéresserait aussi aux effets du choix de telle ou telle valeur de TAC sur la biomasse féconde survivant en 1995, en la comparant à une valeur de référence (seuil ou cible) ou à la tendance récente indiquée par l'analyse de cohortes. Avec la méthode présentée ici, on comparerait non plus des valeurs ponctuelles mais les distributions respectives des estimations de biomasses fécondes passées et prédites. Dans le cas de cet exemple, le critère de biomasse féconde à court terme n'influencerait pas significativement le choix du TAC dans la mesure où les débarquements cibles considérés aboutissent à des biomasses fécondes dont les profils de probabilité sont pratiquement superposés.

### Prévisions à moyen terme

L'illustration se limitera au cas simple d'une prévision à 5 ans sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à *F statu quo*. Les profils de probabilité des débarquements prévus sont présentés sur la figure 4. Pour l'année 1994, par exemple, les débarquements ont 50% de chances d'atteindre 52000 t, ou 60% de chances d'atteindre 54000 t, avec l'option *F statu quo*. Inversement, si celle-ci est prise comme objectif, il n'a que 40% de chances d'être satisfait si l'on limite les apports à 54000 t. On retrouve ici les résultats de la figure 3 discutés dans la section précédente. On observe ainsi qu'il y a équivalence entre la probabilité que la mortalité par pêche soit inférieure à une valeur de référence (*F statu quo* par exemple) à débarquement donné d'une part (figure 3), et la probabilité de dépasser ce même débarquement sous option de mortalité par pêche égale à la valeur de référence d'autre part (figure 4 pour 1994).



**Figure 4.** Prévision à moyen terme. Profils de probabilité des débarquements prévus de 1993 à 1997 sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à *F statu quo*.

Le raisonnement peut être étendu aux prévisions pour les autres années. Ainsi, il y a 50% de chances qu'une stratégie de *F statu quo* conduise à des débarquements d'environ 51000 t en 1995, 49000 t en 1996 et 47000 t en 1997, toute valeur supérieure signifiant un accroissement, au delà du seuil de 50%, du risque que la mortalité par pêche dépasse *F statu quo*. On retrouve ces résultats sur la figure 5 où sont portés les médianes et les quartiles des distributions des débarquements annuels ainsi que de leur moyenne sur les 5 ans. Ce mode de représentation serait le plus approprié pour comparer les résultats associés à différentes stratégies.

Pour finir, nous examinerons les profils de probabilité des biomasses fécondes survivant en fin de chaque année (figure 6). On constate que l'option *F statu quo* entraîne une diminution des biomasses fécondes au fil du temps, les médianes passant de 230000 t en 1994 à 200000 t en 1998. Ces valeurs sont à comparer aux 226000 t de la médiane des estimations de biomasse féconde en 1992, dernière année de l'analyse de cohortes, et surtout aux 290000 t de la médiane des estimations de la moyenne sur les années 1988 à 1992. Ainsi, sauf à réduire la mortalité par pêche, il y a de fortes chances que la biomasse de géniteurs chute en deçà des niveaux observés dans l'histoire récente du stock.

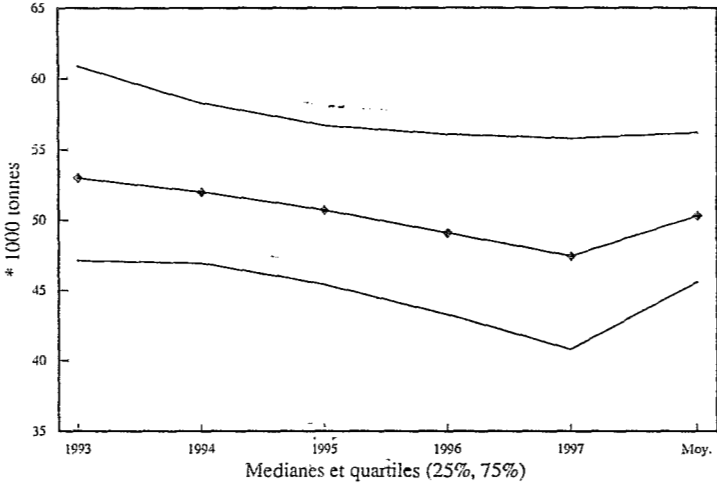


Figure 5. Prévion à moyen terme. Médianes et quartiles des distributions des débarquements prévus de 1993 à 1997 sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à F statu quo.

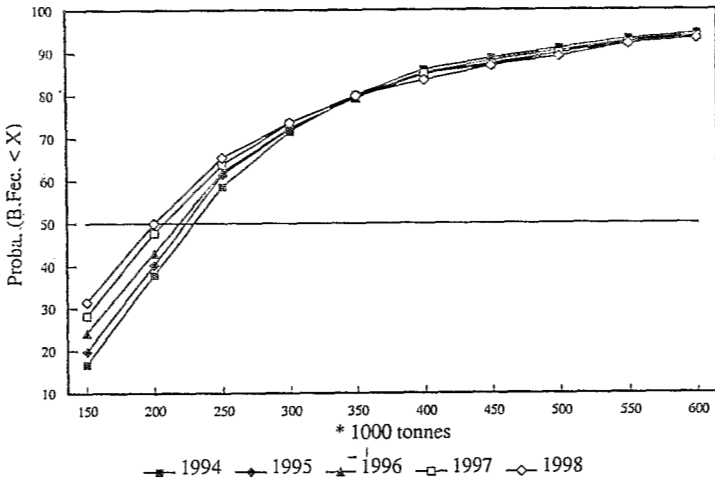


Figure 6. Prévion à moyen terme. Profils de probabilité des biomasses fécondes prévus de 1994 à 1998 sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à F statu quo.

## DISCUSSION

A mesure que se multiplient les analyses de risque, on reconnaît le besoin de distinguer nettement l'évaluation des risques ("*risk assessment*") de la gestion des risques ("*risk management*") (Pearse et Walters, 1992). On insistera ainsi sur le fait que la décision des niveaux de risques acceptables, et plus encore de la part qui doit être supportée par les divers agents impliqués, est une prérogative exclusive des instances gestionnaires. Malgré les pressions auxquelles ils peuvent être soumis, notamment lorsque les décideurs ne sont pas à même de spécifier leurs objectifs, les scientifiques n'ont pas vocation à assumer ce type de responsabilité. Il leur incombe, en revanche, d'évaluer les risques, c'est-à-dire d'en préciser la nature, de les quantifier en termes de probabilités chaque fois que possible, et de les expliciter sous une forme utilisable par ceux qui ont la charge de décider. Par delà les limitations de l'outil et de l'exemple actuels, la méthodologie présentée ouvre des perspectives de recherche sur les trois aspects de l'évaluation.

On ne saurait trop insister sur l'importance de la première étape, celle de définition des risques. Il y a risque dès lors que l'information disponible au moment où une décision est prise est sujette à incertitude (voire ignorance). Ce risque peut se manifester sous de multiples facettes (risques biologiques, risques économiques, risques sociaux, risques politiques) dont la "gravité" est variable selon la valeur que les uns et les autres assignent à divers attributs (emplois, revenus, marchés, patrimoine, etc.). Dans l'évaluation d'une stratégie de gestion, les risques qui nous intéressent sont ceux que des décisions appropriées peuvent réduire. La seule définition opérationnelle de tels risques est l'éventualité de ne pas voir satisfaits les objectifs voulus par le décideur. Autrement dit, on ne peut définir un risque que par rapport à un objectif spécifié. Si l'on prête aux analyses de risque quelques vertus pour la prise en compte explicite des incertitudes, elles ne permettent d'aider effectivement à orienter les décisions que si les objectifs de gestion sont clairement exprimés ou, mieux encore, lorsqu'ils sont traduits en des fonction d'utilité qui combinent les divers critères pertinents. En ce qui concerne la gestion des pêches, l'absence d'objectifs clairs constitue à l'évidence un obstacle majeur au développement de ces analyses. On peut toutefois espérer que l'exploration de scénarios hypothétiques (tel le critère de *statu quo* de l'exemple) permettra de cerner des objectifs possibles.

La quantification des risques suppose que l'on se dote de techniques permettant de prendre en compte les diverses sources d'incertitude reconnues et d'en évaluer les effets sur les estimations des quantités en regard desquelles on définit le risque (ici, mortalités par pêche, captures et biomasses). La démarche est similaire à celle des analyses de sensibilité. Toutefois, lorsqu'elles font appel à des développements analytiques, ces dernières deviennent très difficiles à mettre en oeuvre et à interpréter dès lors que plusieurs sources d'incertitudes se superposent ou que le modèle fait intervenir plusieurs processus d'estimation ou de calcul interagissant en cascade. Pour

traiter des cas complexes, les méthodes de simulation numérique de Monte Carlo apparaissent alors comme un moyen d'investigation privilégié. Nous avons déjà souligné qu'elles permettent d'examiner l'impact d'erreurs sur les résultats terminaux, ceux qui importent. De plus, on peut facilement s'assurer que les paramètres entachés d'incertitude sont utilisés de façon cohérente tout au long de la chaîne de calcul. Il en est ainsi, dans le cas que nous avons traité, des mortalités naturelles : les mêmes valeurs interviennent dans l'ajustement des paramètres (analyse de cohortes) et dans les différentes formes de prévisions lors de chaque réplique.

L'outil présenté étant destiné avant tout à un exercice focalisé sur un aspect très partiel de la problématique globale de gestion sous incertitude, il est évident qu'il ne saurait, en l'état, satisfaire tous les besoins. Il importait d'abord de disposer d'un moteur de simulation capable d'assurer la propagation des erreurs et susceptible d'être développé aussi bien en amont qu'en aval. En amont, il s'agit surtout d'intégrer d'autres sources d'erreurs comme, par exemple, celles sur les poids moyens aux âges sachant que ceux-ci sont aussi affectés par les erreurs d'âgeage ; on pourrait ainsi être amené à isoler les processus liés à l'estimation des captures et de leurs compositions en taille des processus liés à la clé taille-âge pour réestimer les captures en nombre et les poids moyens associés. On peut penser aussi, ne serait-ce que pour exprimer les productions en valeur plutôt qu'en masse, à l'incorporation de paramètres économiques, en particulier ceux des fonctions de réponse des prix aux volumes débarqués et les taux d'actualisation (Mendelssohn, 1982, Lane et Kaufmann, 1991). En aval, on cherchera surtout à diversifier ou à affiner les scénarios de prévisions, par exemple pour pouvoir comparer les mérites de diverses stratégies de gestion ou règles de décisions (Hall *et al.*, 1988, Quinn *et al.*, 1990, Pelletier et Laurec, 1992). Ceci suppose aussi que l'on réfléchisse à la définition de critères de performance, les plus utiles étant sans doute basés sur des statistiques résumant les résultats de simulations à moyen terme.

Enfin se pose la question du choix d'une représentation de l'impact des incertitudes sous une forme utilisable par les décideurs. L'expérience acquise dans divers domaines (éco-toxicologie, par exemple) montre que les trajectoires moyennes ou médianes ne véhiculent pas toute l'information pertinente, pas plus que les "intervalles de confiance" dont l'interprétation peut être ambiguë. Il apparaît que la traduction en termes probabiliste ("*probability statements*") soit la forme la plus appropriée dans un dialogue avec des décideurs. Ceci amène à préférer les profils de probabilité qui montrent la dynamique d'évolution des risques en fonction des variables d'état ou de contrôle. Typiquement, ceux-ci permettent des diagnostics sous la forme : si telle décision est prise, il y a x% de chances que tel effet se manifeste dans un laps de temps donné. On peut ainsi comparer voire classer par rapport au critère de risque les performances de divers modes de régulation. On ne devra pas oublier que ces probabilités sont conditionnelles à la forme et surtout aux paramètres (coefficients de variation essentiellement) des distributions d'erreurs associées aux paramètres des modèles. La pertinence des simulations dépend donc en grande partie du soin apporté à la



caractérisation de ces distributions. Ce n'est pas la tâche la plus triviale dès lors que les flux de données ne nous font pas la grâce d'obéir aux belles règles des manuels de statistiques.

Nous estimons surtout que les représentations probabilistes devraient contribuer à lever les blocages ayant empêché jusqu'alors la prise en considération des prévisions à moyen terme. On a déjà dit qu'elles sont les mieux à même de mettre en évidence les enjeux des choix de gestion. Elles sont cruciales si l'on veut laisser aux gestionnaires et aux pêcheurs un temps d'anticipation suffisant pour qu'ils puissent ajuster leurs stratégies et leurs capacités de capture en fonction des tendances attendues. Si l'on reconnaît sans peine que les résultats de prévisions ponctuelles (déterministes) ne sont pas dignes de confiance, au moins peut-on imaginer que les conclusions exprimées sous forme de probabilités seront moins controversables. On espère aussi par ce biais amener les gestionnaires à préciser leur attitude vis-à-vis de divers critères de risque et les seuils qu'ils jugent acceptables puis, progressivement, à spécifier leur fonction d'utilité. On sera alors mieux armé pour évaluer les performances et implications de diverses stratégies de gestion. Dans un premier temps, il importe surtout de mettre un terme à une exploitation abusive des incertitudes, toujours dans le sens unique d'un relâchement des restrictions à court terme.

## REFERENCES

- Anonyme, 1993. Report of the Working Group on Methods of Fish Stock Assessment. *ICES C.M.1993/Assess.* **12**, 86 pp.
- Anonyme, 1994. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks. *ICES C.M.1994/Assess.* **3**, 447 pp.
- Alverson D.L., G.J. Paulik, 1973. Objectives and problems of managing aquatic living resources. *J. Fish. Res. Bd Can.* **30**, 1936-1947.
- Brown B.E., G.P. Patil, 1986. Risk analysis in the Georges Bank haddock fishery - A pragmatic example of dealing with uncertainty. *N. Am. J. Fish. Manage.* **6**, 183-191.
- Charles A.T., 1989. Bio-socio-economic fishery models : labour dynamics and multi-objective management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**, 1313-1322.
- Evans G.T., J.G. Rice, 1988. Predicting recruitment from stock size without the mediation of a functional relation. *J. Cons. int. Explor. Mer.* **44**, 111-122.
- Francis R.I.C.C., 1991. Risk analysis in fishery management. *NAFO Sci. Coun. Studies* **16**, 143-148.
- Francis R.I.C.C., 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**, 922-930.

- Gavaris S., 1988. An adaptive framework for the estimation of populations size. *CAFSAC Res. Doc.* 29, 12 p.
- Gavaris S., 1991. Model-based estimates of uncertainty for the projected catch. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991, 10 p.
- Hall D.L., R. Hilborn, M. Stocker, C.J. Walters, 1988. Alternative strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 888-897.
- Healey M.C., 1984. Multiattribute analysis and the concept of optimum yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1393-1406.
- Hilborn R., 1987. Living with uncertainty in resource management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 7, 1-5.
- Hilborn R., C.J. Walters, 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, N.Y., Lond., 570 p.
- Horwood J., 1991. An approach to better management: the North Sea haddock. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 47, 318-332.
- Horwood J., D. de G Griffith, 1992. Management strategies and objectives for fisheries. *Privately published*, 38 p.
- Lane D., B. Kaufmann, 1991. Bioeconomic impacts of TAC adjustment strategies: the case of Northern cod. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991. 58 p.
- MacLennan D.N., J.G. Shepherd, J.G. Pope, H. Gislason,, 1992. Fishing mortality and the variation of catches: a time series approach. *ICES J. mar. Sci.* 49, 425-430.
- May R.M., J.R. Beddington, J.W. Horwood, J.G. Shepherd, 1978. Exploiting natural populations in an uncertain world. *Math. Biosc.* 42, 219-252.
- Mendelsohn R., 1979. Determining the best trade-off between expected economic return and the risk of undesirable events when managing a randomly varying population. *J. Fish. Res. Board Can.* 36, 939-947.
- Mendelsohn R., 1982. Discount factors and risk aversion in managing random fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, 1252-1257.
- Mohn R., 1991. Bootstrap estimates of ADAPT parameters and their projection in risk analysis. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991. 24 p.
- Pearse P.H., C.J. Walters, 1992. Harvesting regulation under quota management systems for ocean fisheries. Decision making in the face of natural variability, weak information, risks and conflicting incentives. *Marine Policy.* 16(3), 167-182.
- Pelletier D., P. Gros, 1991. Assessing the impact of sampling error on model-based management advice: comparison of equilibrium yield per recruit variance estimators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 2129-2139.
- Pelletier D., A. Laurec, 1991. Toward more efficient TAC policies with error-prone data. *NAFO Sci. Coun. Studie.* 16, 153-163.

- Pelletier D., A. Laurec, 1992. Management under uncertainty: defining strategies for reducing overexploitation. *ICES J. Mar. Sci.* **49**, 389-401.
- Pope J.G., D. Gray, 1983. An investigation of the relationship between the precision of assessment data and the precision of Total Allowable Catches. p. 151-157 *In* Doubleday, W.G. et Rivard, D. [ed.] 1983. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **66**, 1-290.
- Quinn T.J. II, R. Fagen, J. Zheng, 1990. Threshold management policies for exploited populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**, 2016-2029.
- Restrepo V.R., J.M. Hoenig, J.E. Powers, J.W. Baird, S.C. Turner, S.C., 1992. A simulation approach to risk and cost analysis, with application to swordfish and cod fisheries. *Fish. Bull. U.S.* **90**, 736-748.
- Ricker W.E., 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Bd Can.* **11**, 559-623.
- Smith S.J., S. Gavaris, 1991. Incorporating uncertainties from research surveys: bootstrap resampling versus random number simulation. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991. 26 p.
- Thompson G.G., 1992. A Bayesian approach to management advice when stock-recruitment parameters are uncertain. *Fish. Bull. U.S.* **90**, 561-573.
- Wilimovski N.J., 1985. The need for formalization of decision algorithms and risk levels in fishery research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**(Suppl. 1), 258-262.

**Tableau 1. Données et options utilisées dans l'exemple Merlu**

VPA data for Years 1978 to 1992 and Ages 0 to 8+

Oldest Age F = 1.00 \* mean of 3 previous ages

Mean F in each Year over Ages 1- 4

Average Recruitment = GM 1978-1989

Mean Recent SSB over 5 previous Years

Tuning Data for 6 Fleets

First Tuning Year = 1983 ; Last Year with Tuning Data = 1992

CPUE data were LOG-transformed

Taper weights 1983-1992 :

0.020 0.116 0.284 0.482 0.670 0.820 0.921 0.976 0.997 1.000

Prior weights for Years 1983- 1992

1.000 1.000 0.700 0.700 1.000 1.000 1.000 1.000 1.000 1.000

Prior weights for all Fleets = 1.000

Iterative Reweighting Option turned ON

Perturbations of M : Uniform !! M increased on Ages 0 and 1

with lower and upper factors = 0.50 4.00 and CVs:

0.400 0.300 0.250 0.200 0.200 0.200 0.200 0.300 0.300

Perturbations of Catches-N : Log-Normal

with lower and upper factors = 0.05 20.00 and CVs:

1978 0.350 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.350 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

Perturbations of CPUEs : Log-Normal

with lower and upper factors = 0.05 20.00 and CVs:

For Fleet VIGOTR7 (2-10)

1983 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet CORUTR7 (2-10)

1983 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet CORULL7 (5-10)

1983 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

Session 1

B. Mesnil

1992 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet LESCONIL (0-4)

1983 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet LesSABLES (1-5)

1983 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet RESSGASC (0-4)

1983 0.500 0.500 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.500 0.500 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300

Ref. F & Weights at age = Mean 1989-1991

Landing Ratios at Age:

0.600 0.530 0.850 1.000 1.000 1.000 1.000 1.000

SRR or Recruitment Option : Ricker + rand resid.

Medium-Term predictions made for 1993-1997