

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

Application du modèle In/Out à sept espèces

Clara Ulrich
Biologiste

Didier Gascuel
Écologue

Robert Bellail
Biologiste

■ Introduction

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

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

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

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

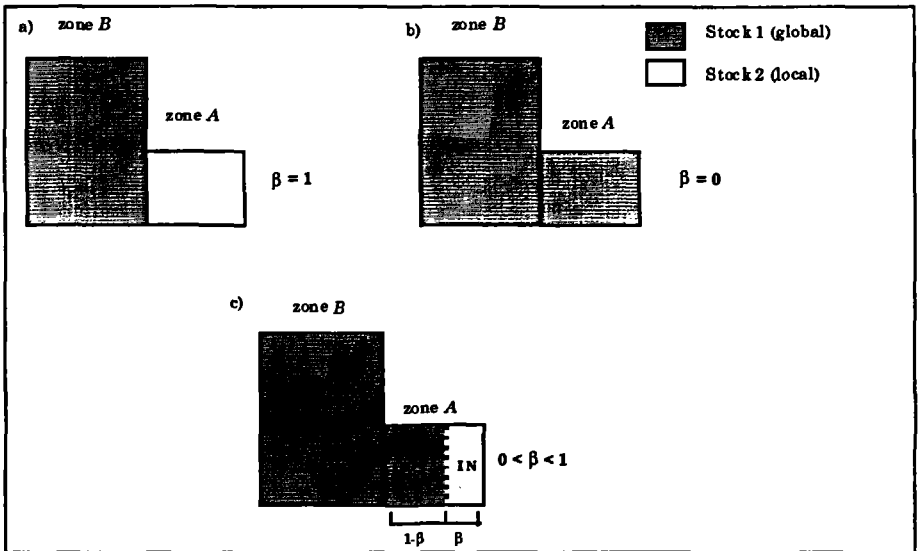


Figure 1

Origine des captures dans trois cas de figure différents :

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

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

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

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

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

et les captures en zone A :

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

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

Les captures totales du stock global sont alors égales à

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

Évaluation des deux stocks

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

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

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

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

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

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

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

Fonctions de production

Les valeurs de mortalités et de recrutement ainsi obtenues peuvent

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

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

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

Ainsi en zone A on a :

$$Y_A = R_1.(Y/R)_1 + R_2.(Y/R)_2$$

et :

$$(Y/R)_A = \frac{Y_A}{(1-\beta)R_1 + \beta.R_2} = \frac{(Y/R)_1 + r.(Y/R)_2}{(1-\beta) + r.\beta}$$

avec R_1 et R_2 les recrutements des stocks 1 et 2 et $r = R_1/R_2$, variable selon β . La méthode est ici appliquée en estimant R_1 et R_2 par la moyenne géométrique du recrutement sur les années évaluées pour les stocks 1 et 2 respectivement (recalculées pour chaque valeur de β), Les valeurs de $F_{1A,t}$, $F_{1B,t}$ et $F_{2,t}$ utilisées sont égales

I Détermination de β

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

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

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

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

La comparaison des PUE n'est possible que si la mesure de l'effort est équivalente dans les deux méthodes (modèle global et modèle In/Out). On cherche ainsi à exprimer les PUE observées en fonction d'un multiple d'effort équivalent à la mesure des captures de

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

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

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

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

$$U'_n = Y_n / mf_n$$

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

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

Application de la méthode aux stocks de la Manche

Le modèle In/Out a été appliqué à 7 stocks présents en Manche

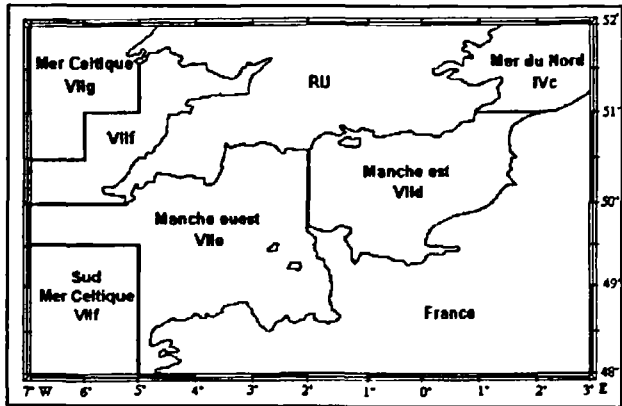


Figure 2
Carte de la Manche et des mers adjacentes.

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

Évaluation

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

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

On montre ainsi que l'estimation de l'importance du stock local est fortement dépendante de la valeur de β . Plus β est proche de 1, plus le recrutement local estimé est élevé. Et donc, plus l'effort développé en VIIId a un impact sur l'état du stock. L'hypothèse d'un unique stock global ($\beta = 0$) conduit à un scénario optimiste. Étant donné la faible proportion des captures Manche par rapport aux captures totales, augmenter l'effort de pêche sur cette zone augmenterait le rendement, sans mettre en danger la durabilité de la ressource. En raison des hypothèses d'homogénéité de la ressource sous-jacentes dans l'analyse des cohortes, la zone extérieure, sur laquelle l'effort a été considéré comme constant, fonctionne comme une source « réalimentant » en permanence la zone surpêchée, au détriment des rendements des navires pêchant à l'extérieur.

Inversement, l'hypothèse d'un stock local unique présent en Manche Est ($\beta = 1$) conduit à un scénario pessimiste. Le stock est considéré comme étant pleinement exploité à surexploité, avec des captures décroissantes quand l'effort augmente. Deux hypothèses inverses conduisent donc à des diagnostics correspondants opposés en terme de gestion. Les valeurs intermédiaires de β conduisent à des diagnostics bornés entre ces deux scénarios.

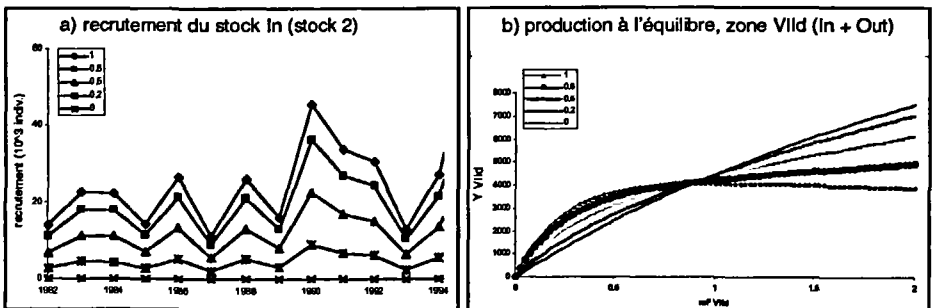


Figure 3
Résultats du modèle In/Out
appliqué à la sole de Manche Est.

Estimation de β

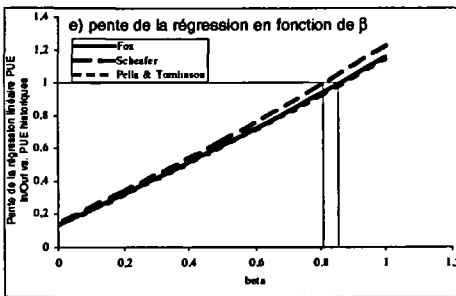
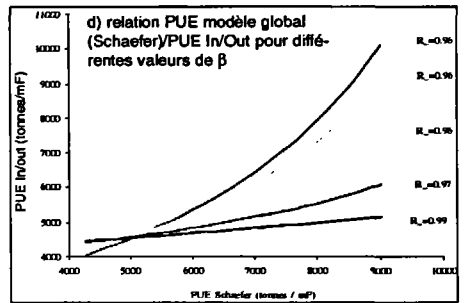
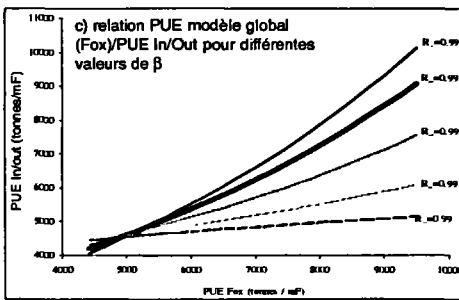
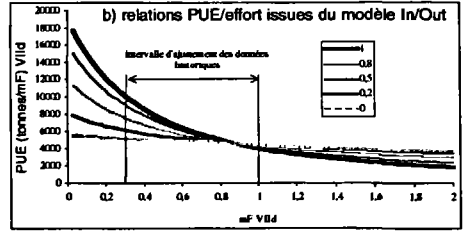
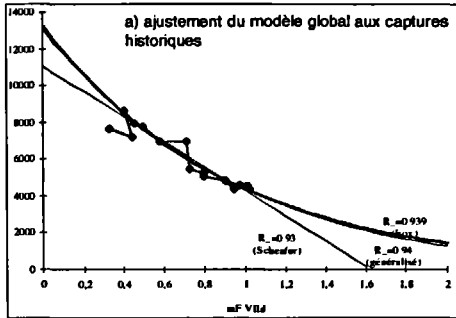
Les connaissances biologiques disponibles semblent indiquer l'existence d'un stock local en Manche orientale, donc une valeur de β proche de 1 : le stock de la Manche orientale est isolé des autres régions, bien que quelques adultes de la Mer du Nord pénètrent temporairement en Manche pendant l'hiver,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

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

La flottille de référence utilisée pour ajuster le modèle global est la flottille des chalutiers à marche anglais de plus de 40 pieds (données

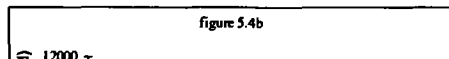
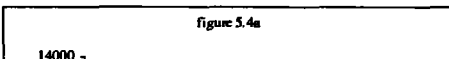
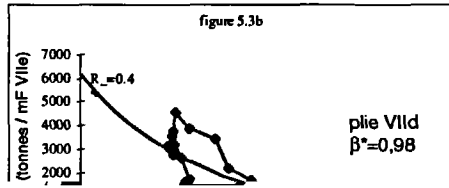
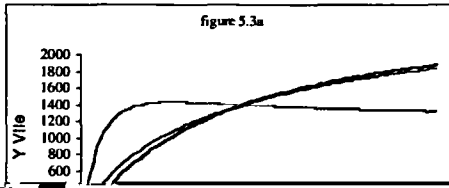
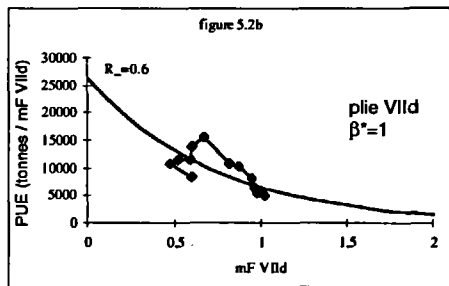
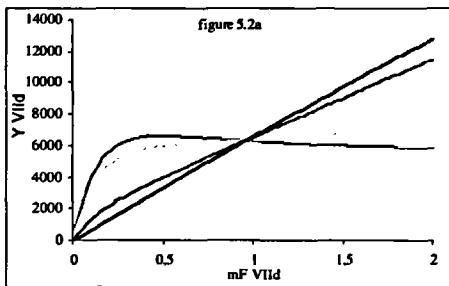
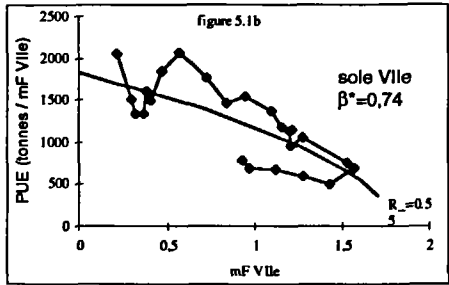
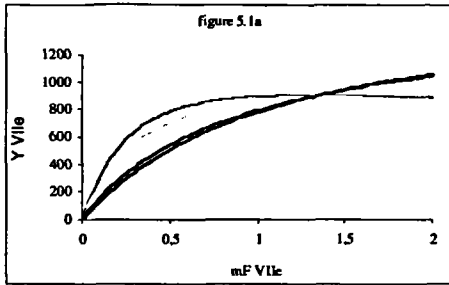
Anon., 1997 b). Le modèle est ajusté sur les données de PUE de cette flottille en fonction d'un effort théorique Manche, après transformation par la méthode de Fox ($k = 5$). Les trois modèles de Fox, de Schaefer et de Pella et Tomlinson (modèle généralisé) s'ajustent de manière statistiquement significative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

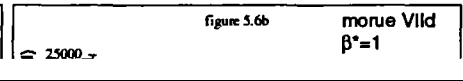
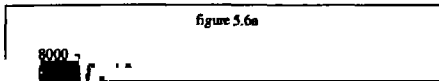
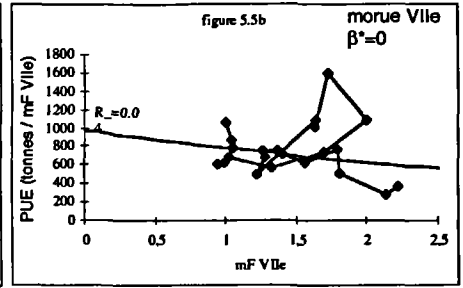
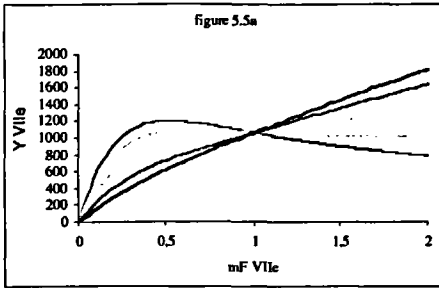
Quelle que soit la valeur de β , les PUE prédites par le modèle In/Out sont significativement corrélées aux valeurs d'équilibre du modèle



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

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





Scheffer implique une relation stock-recrue qui est ébauchée du

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

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

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

Application aux autres stocks

La méthode est également appliquée sur les 6 autres stocks présents en Manche pour lesquels il est possible d'avoir les données requises : une matrice de captures par âge et par année dans la zone d'intérêt (VII d ou VII e); une matrice équivalente dans l'aire de répartition du stock global (Mer Celtique ou Mer du Nord), et les données de captures et d'effort de pêche en Manche pour une flottille de référence fiable. Pour chaque stock, on présente les résultats de la production à l'équilibre en Manche (In+Out) en fonction du

Interprétation et discussion

Analyse et validité des résultats obtenus

Pour tous les stocks étudiés, la fonction de production obtenue par le modèle In/Out est largement dépendante de la valeur de β .

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

et l'adéquation du résultat avec les connaissances biologiques qua-

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

Les résultats obtenus pour les 3 stocks de gadidés sont en général peu satisfaisants. Pour le merlan VIIId, la période d'ajustement est très courte, et les variations d'effort et de PUE ont été faibles pen-

tible avec les informations biologiques extérieures, qui concluent « qu'il est vraisemblable qu'une relation forte existe entre les merlans du IVc et ceux du VIIId » (Anon., 1993). De même, il semble probable qu'un stock local non négligeable de merlans existe en VIIId

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

Intérêt et contraintes de la méthode

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

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

pour la pêche et les autres activités de pêche les estimations qui ont été faites

ci-dessus citées.

Le modèle global repose sur certaines hypothèses et notamment :

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

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

- de l'estimation des captures aux âges ;
- de l'estimation de la mortalité naturelle et du poids aux âges :

Bibliographie

ANON., 1993 —

Identification biogéographique des principaux stocks exploités en Manche ; relation avec ceux des régions voisines. Ifremer *Rapports internes* RI-DRV/93.028, 256 p.

ANON., 1997 a —

Report of the working group on the assessment of southern shelf demersal stocks. *ICES CM 1997/Assess* : 5.

ANON., 1997 b —

Report of the working group on the assessment of demersal stocks in the North Sea and Skagerrak. *ICES CM 1997/Assess* : 6.

CURY P., ANNEVILLE O., 1997 —

GRIBBLE N., DREDGE M., 1994 —

Mixed-species yield-per-recruit simulation of the effect of seasonal closure on a central quennsland coastal prawn trawling grounds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 998-1011.

HANSON J.M., 1995 —

Separation of catches of two Atlantic cod stocks in an otter trawl fishery by application of the EM algorithm. *North American Journal of Fisheries Management*, 15 : 277-289.

LAUREC A., LE GUEN J.C., 1981 —

Dynamique des populations marines exploitées. Tome I : concepts et modèles. CNEXO, *Rapports Scientifiques et Techniques*, 45, 119 p.

- current hake management procedure. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 15 : 83-98.
- QUINN T.J.II, DERISO R.B., NEAL P.R., 1990 —
Migratory catch-age analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47 : 2315-2327.
- RIOU P., 1999 —
Dynamique des nourriceries côtières et estuariennes de sole (Solea solea) et de plie (Pleuronectes platessa) en Manche est. Importance écologique de l'estuaire de Seine.
Thèse de Doctorat, Ifremer, Port-en-Bessin.
- SCHEAFER M. B., 1954 —
Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries.
Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., 1 : 25-56.
- SELGEBY J.H., 1982 —
Decline of lake herring (*Coregonus artedii*) in Lake Superior : an analysis of the Wisconsin herring fishery, 1936-1978. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39 : 554-563.
- THOMPSON W.F., BELL F.H., 1934 —
Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2 : Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.*, 8, 49 p.
- ULRICH C., GASCUEL D., MAURY O., 1998 —
a proposal for stock assessment and management in mixed stock fisheries : the In/Out model. Application to Western English Channel cod.
ICES CM/AA : 11, 11 p.
- WALDMAN J.R., FABRIZIO M.C., 1994 —
Problems of stock definition in estimating relative contributions of atlantic striped bass to the coastal fishery. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123 : 776-778.