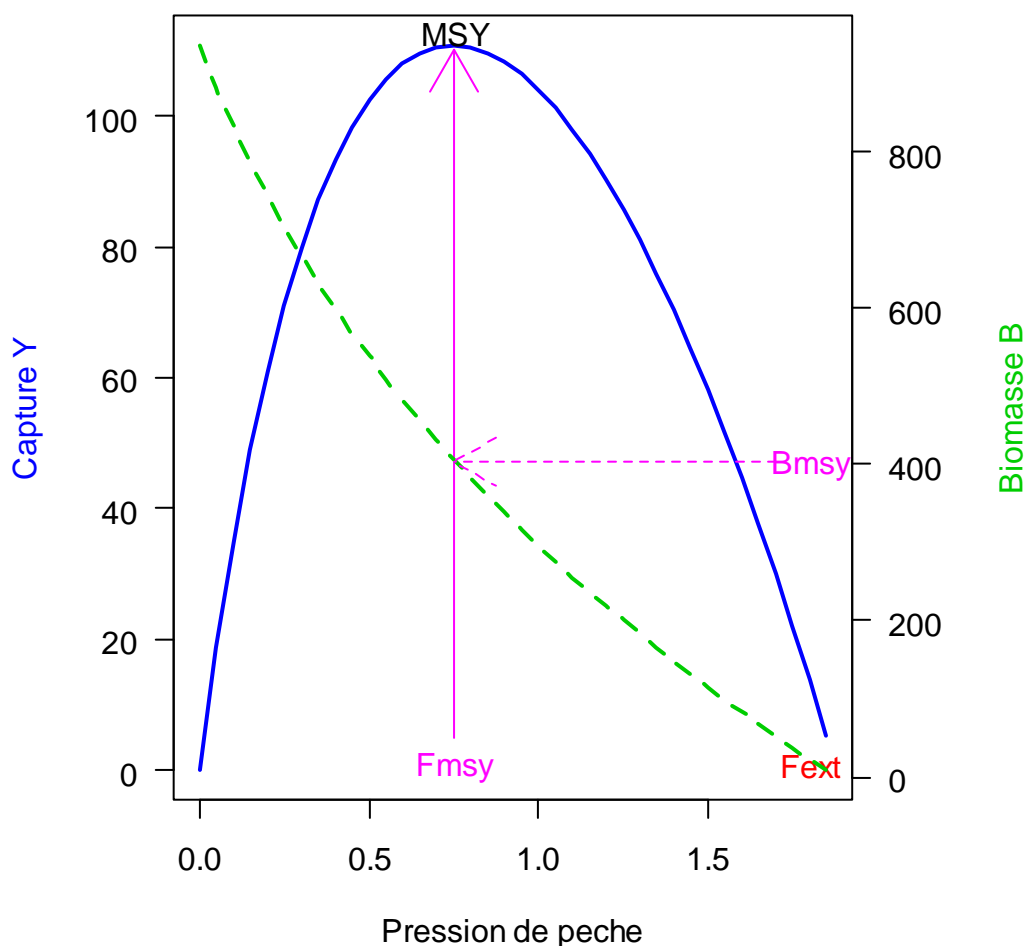


**Etude sur les modalités et les conséquences
de la mise en œuvre d'une gestion des pêches maritimes françaises
au niveau du rendement maximum soutenable.**



Résumé

Formellement, le Rendement Maximum Soutenable (RMS, ou RMD pour 'rendement maximum durable, plus généralement connu sous le sigle anglais MSY pour "Maximum Sustainable Yield") est la plus grande quantité de biomasse que l'on peut en moyenne extraire continûment d'un stock, dans les conditions environnementales existantes (ou moyennes), sans affecter (sensiblement) le processus de reproduction.

Le RMS est exprimé en terme de capture, généralement pondérale. Cette capture est le produit d'une biomasse (totale ou de reproducteurs) particulière du stock notée B_{MSY} et d'une mortalité par pêche (ou taux de capture) spécifique notée F_{MSY} . A efficacité de pêche donnée, il correspond à F_{MSY} un effort de pêche E_{MSY} .

Ainsi, "*les niveaux permettant d'obtenir le RMS*" mentionnés dans les conventions internationales signées depuis deux à trois décennies se réfèrent à B_{MSY} , F_{MSY} ou E_{MSY} .

Le rapport donne les bases théoriques et méthodologiques de la notion de RMS. L'estimation des points de référence associés à MSY est également présentée selon que l'on dispose d'évaluations des stocks basées sur des modèles globaux ou analytiques.

Les principales approximations des points de référence associés à MSY sont ensuite développées. Ces substituts sont basés sur les traits de vie des espèces considérées, sur l'âge critique, sur le rendement par recrue, sur la biomasse féconde par recrue, ou sur la relation stock-recrutement.

La situation, par rapport à ces approximations, de la plupart des stocks faisant l'objet d'évaluations est alors présentée de façon synthétique. Cette partie montre que l'extraction globale qu'opèrent les flottilles sur la plupart des ressources évaluées résulte de mortalité par pêche dont les taux sont supérieurs à F_{MSY} .

Les notions de pêcheries mixtes et de maximum économique sont enfin abordées.

Quelques conclusions générales :

Aujourd'hui, notamment au CIEM, on considère qu'un stock n'est pas menacé s'il se trouve en deçà de points dits de précaution (B_{pa} , F_{pa}). Cela n'implique pas que l'exploitation de ce stock produise la MSY.

Les points de référence biologiques de précaution B_{pa} et F_{pa} ne sont pas des objectifs de gestion mais des seuils d'alerte, au delà desquels des mesures conservatoires doivent être prises.

Un stock exploité à F_{MSY} devrait en principe être considéré comme situé dans la zone de sécurité biologique, mais la réciproque n'est pas vraie.

Les stratégies de gestion basées sur MSY (i.e. sur les "niveaux" F_{MSY} ou B_{MSY}) visent une productivité maximale des stocks sur le long terme, et non une abondance maximale. Il s'agit donc d'une (ré)conciliation entre exploitation et conservation.

Les stratégies de gestion basées sur MSY favorisent en outre une stabilité inter-annuelle des captures. De plus, les rendements individuels étant importants, une production élevée à des coûts moindres sont un autre avantage de la gestion au MSY.

Les points de référence associés à MSY, dans l'acception formelle, peuvent rarement être estimés avec précision (trajectoire à sens unique pour les modèles globaux, incertitudes sur la relation S-R pour les modèles analytiques).

La détermination (numérique) de MSY et des points de référence associés, y compris les substituts (proxies), est conditionnée par le diagramme d'exploitation, i.e. par la sélectivité de la pêche et/ou l'arbitrage entre différents métiers.

Il est néanmoins possible de recourir à des substituts, au moins pour situer le voisinage de MSY et indiquer la direction vers laquelle doivent porter les mesures de gestion. Si l'on recourt à des substituts, il est utile de considérer conjointement des indicateurs relatifs à la production et à la reproduction (conformément au concept même de MSY).

La littérature scientifique permet de justifier deux substituts à F_{MSY} pour la plupart des dynamiques de stocks :

$F_{40\%}$ basé sur l'analyse de la biomasse féconde par recrue

et

$F_{0.1}$ basé sur l'analyse du rendement par recrue.

Des variantes peuvent être justifiées pour des dynamiques spécifiques.

En revanche, F_{max} ne peut pas être assimilé à F_{MSY} dès lors que sa détermination ignore toute répercussion de l'exploitation sur la biomasse féconde et la reproduction.

F_{max} est supérieur à F_{MSY} pour la plupart des hypothèses sur la relation S-R.

Pour la plupart des stocks, F_{max} doit donc être considéré au mieux comme la borne supérieure du domaine acceptable pour F_{MSY} , ou une première étape vers MSY.

Dans tous les cas, il est recommandé d'exprimer les points de référence et les diagnostics en valeurs relatives ($B_{\text{cible}}/B_{\text{courante}}$ ou $F_{\text{cible}}/F_{\text{courante}}$) plutôt qu'en valeurs absolues sujettes à des problèmes d'estimation et à des révisions génératrices de controverses.

MSY et les points associés sont définis relativement à des conditions données de productivité naturelle. Une procédure de remise à jour régulière doit être prévue pour prendre en compte les éventuels changements dans l'environnement (idem pour ajuster les valeurs des points selon l'évolution des diagrammes d'exploitation).

Le débat actuel sur le MSY ne doit pas masquer la nécessité d'inverser la tendance et de mettre en œuvre toutes mesures pertinentes pour éviter des effets indésirables sur les stocks, les écosystèmes et les entreprises de pêche, compte tenu des connaissances disponibles : les éléments disponibles aujourd'hui montrent qu'atteindre l'« objectif 2015 » nécessite en général une diminution de la mortalité par pêche.

A diagramme d'exploitation constant, la réduction du taux de mortalité par pêche nécessaire pour approcher de MSY est substantielle. Cette réduction, nécessairement progressive doit être mise en place, sans attendre, dans le cadre de plan de gestion défini en concertation avec toutes les parties prenantes.

A chaque diagramme d'exploitation correspond un MSY moyen et plus la pêche est sélective, plus le MSY correspondant est élevé. Le schéma idéal, qui permettrait d'obtenir le maximum des MSY possibles, serait de ne capturer aucun individu avant l'âge critique. Ce diagramme d'exploitation idéal est hélas difficile à réaliser en pratique ; les modalités d'exploitation correspondantes restent à inventer. Il est néanmoins possible, dans la plupart des cas de modifier les modalités d'exploitation actuelles pour se rapprocher de cette situation idéale (par une amélioration de la sélectivité des engins utilisés, par des changements d'engins, par des modifications de tactiques de pêche...). L'amélioration sensible de la sélectivité devrait contribuer à accélérer la progression vers « l'objectif 2015 ».

Les engagements du SMDD 2002 impliquent que le RMS devient un critère fondamental du dimensionnement de l'exploitation : capacité de pêche des flottilles (nombre et caractéristiques des navires et des engins) et de sa mise en œuvre (temps de pêche). L'ajustement de la capacité et/ou du temps de pêche pour arriver à l'effort de pêche maximal E_{MSY} doit résulter d'un choix politique.

Le maintien de l'effort de pêche au niveau du E_{MSY} doit être considéré avec attention et les moyens de contrôle mis en place suffisamment stricts. Un stock 'en bonne santé', au sens MSY du terme, génèrera des frustrations et suscitera des tentations dans la mesure où les gains de production individuels à court terme seront importants pour toute augmentation de l'effort de pêche. Les enjeux du MSY doivent donc être bien compris (donc bien expliqués). Cela constitue un préalable indispensable. La nécessité du partage des captures possibles et de la limitation de l'accès aux pêcheries doit s'imposer pour maintenir le RMS.

1. Bases théoriques et méthodologie

1.1. Définitions

Formellement, le Rendement Maximum Soutenable (RMS, ou RMD pour 'rendement maximum durable'¹) est « la plus grande quantité de biomasse que l'on peut en moyenne extraire continûment d'un stock, dans les conditions environnementales existantes (ou moyennes), sans affecter sensiblement le processus de reproduction² ».

Le RMS est exprimé en terme de capture, généralement pondérale. Cette capture est le produit d'une biomasse (totale ou de reproducteurs) particulière du stock notée B_{MSY} et d'une mortalité par pêche (ou taux de capture) spécifique notée F_{MSY} , dont l'interaction donne la capture MSY. A efficacité de pêche donnée, il correspond à F_{MSY} un effort de pêche E_{MSY} . Ainsi, "les niveaux permettant d'obtenir le RMS" mentionnés dans les conventions internationales signées depuis deux à trois décennies se réfèrent à B_{MSY} , F_{MSY} ou E_{MSY} .

Les bases théoriques de MSY sont établies depuis les années 1930, en partant d'une relation élémentaire :

$$B_2 = B_1 + R + G - M - Y = B_1 + S - Y \quad [1]$$

où B_1 est la biomasse exploitable en début de période (année) 1, B_2 la biomasse en fin de période 1/début de période 2, R la masse de tous les nouveaux nés (recrues) rejoignant le stock, G les gains de poids par croissance des individus présents, M l'ensemble des "pertes" par mortalité naturelle et Y la masse des prélèvements par la pêche en cours de période.

Le bilan des processus ($R + G - M$) représente donc le surplus net généré naturellement par la population, noté S. Si l'on ajuste la capture Y au surplus naturel S, alors on peut "équilibrer" le stock de telle façon que $B_2 = B_1$ et ainsi de suite, durablement³.

Toutefois, les quantités R, G et M, donc S, varient en fonction de la biomasse B et de sa structure d'âge. Par exemple, à taux de croissance donné, un stock peu abondant donne des gains G plus faibles qu'un stock "confortable" ; idem pour les mortalités M. Selon le même raisonnement, on peut réaliser des captures Y très voisines en appliquant un taux de mortalité par pêche F modéré à un stock très abondant ou un taux F élevé à un stock faible⁴.

La vraie spécificité des populations biologiques tient au fait que le recrutement R dépend plus ou moins directement de l'abondance du stock parental ; de plus, pour beaucoup de populations dont les stocks halieutiques, on doit admettre l'existence de mécanismes compensatoires, dits de densité-dépendance, aux stades les plus précoces de la vie tels que le taux de survie des alevins diminue quand l'abondance de ces mêmes alevins ou du stock total augmente : si de tels mécanismes n'existaient pas, les populations n'auraient que deux destins

¹ Plus généralement connu sous le sigle anglais MSY (pour "Maximum Sustainable Yield") qui sera fréquemment utilisé dans ce texte.

² Traduit de la définition donnée (en anglais seulement) dans le glossaire du site FAO (www.fao.org/fi/glossary/) et conforme au consensus scientifique.

³ "Surplus" s'entend ici au sens de quantité excédant les besoins de la population pour se maintenir à son abondance initiale B_1 . On peut avoir de bonnes raisons de vouloir une biomasse B_2 supérieure à B_1 , et de consacrer une partie de S pour conforter le "capital".

⁴ La relation est de la forme $Y = F \times B$

possibles, une abondance infinie ou l'extinction, or on les voit exister encore et en quantité finie. L'ensemble de ces mécanismes fait aussi que la relation dite "stock-recrutement" n'est pas une simple proportionnalité.

En l'absence de pêche ($F = 0$, donc $Y = 0$), la population tend vers une biomasse limite finie ("capacité de charge" K , ou "biomasse vierge" B_0 ou B_v) imposée par ces mécanismes et non par une quelconque hypothèse d'équilibre (Quinn & Collie 2005) ; à mesure que l'exploitation s'intensifie, la biomasse ne peut que diminuer tandis que la capture augmente dans un premier temps, puis plafonne autour d'un "pic" correspondant à MSY par définition et diminue dès lors que le taux de capture excède F_{MSY} (Figure 1). A l'extrême, un taux de capture F_{ext} réduit la biomasse au point que la population ne génère plus assez de recrues et est conduite à l'extinction. Entre les bornes $F=0$ et F_{ext} , il existe un continuum de situations "soutenables" (au sens où biomasses et captures sont non nulles) mais il y a clairement un domaine, autour de F_{MSY} , qui est plus favorable à la bonne santé des entreprises de pêche.

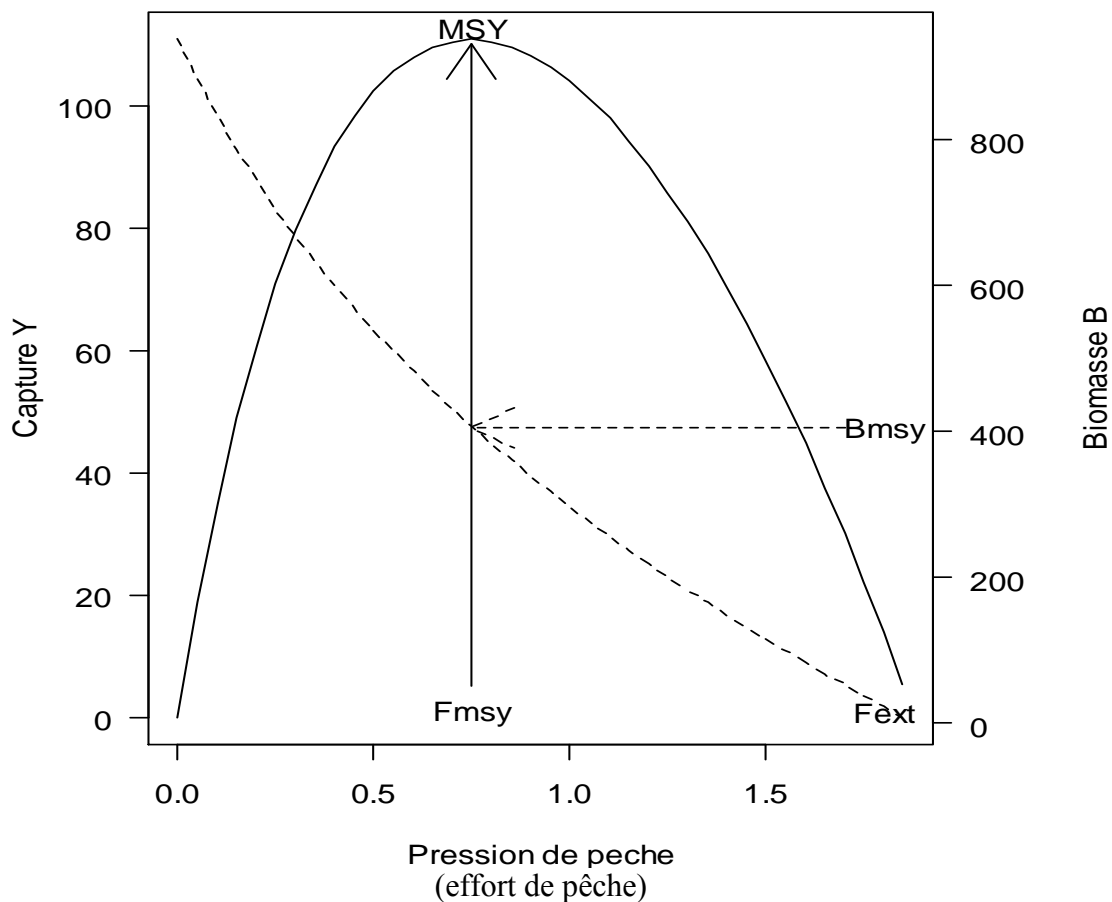


Figure 1. Evolution typique des captures (trait plein) et de la biomasse (tirets) avec l'intensification de la pêche. La capture maximale, MSY , est obtenue pour une valeur intermédiaire de la pression de pêche (ou effort) : $0 < F_{MSY} < F_{ext}$; B_{MSY} est l'abondance intermédiaire $0 < B_{MSY} < B_{vierge}$ pour laquelle le surplus S généré naturellement est maximal.

Implicitement, les considérants ci-dessus s'appliquent à un contexte statique et déterministe, dans lequel les paramètres des processus R, G, M de la relation [1] sont supposés invariants avec le temps. Dans la réalité, l'environnement océanique est tout sauf stable et le produit de ces processus varie de façon aléatoire. La variabilité naturelle affecte notamment la survie des alevins et donc la relation stock-recrutement dont on a vu qu'elle est au cœur des mécanismes démographiques (i.e., même à biomasse parentale stable, le nombre de recrues peut varier considérablement d'une année à l'autre).

En général, ces variabilités naturelles ont pour conséquence de réduire le MSY "réel" par rapport à la valeur déterministe (e.g. Doubleday 1976, Cordue 2001, Quinn & Collie 2005). Ceci s'explique en partie par le fait que B_{MSY} est par essence le "point" où la productivité naturelle est maximale ; dès lors, tout écart d'abondance au delà ou en deçà de ce point à cause de fluctuations aléatoires amène la population à des biomasses où la productivité est moindre et donc, à F donné (p. ex. $F = F_{MSY}$), à des captures inférieures au MSY statique. De même, si le plan de gestion vise une capture égale à MSY alors que le stock est à un point bas de son intervalle de fluctuation, alors le taux de capture effectif risque fort de dépasser F_{MSY} et de maintenir la biomasse en deçà de B_{MSY} avec des conséquences pour les possibilités de capture ultérieures⁵.

C'est pourquoi la définition de MSY rappelée plus haut prend soin de préciser que MSY est une quantité que l'on peut extraire **en moyenne**. Plus exactement, l'acception moderne de MSY est dynamique (p. ex. Mace & Sissenwine 2002) : c'est la capture maximale moyenne ("Maximum Average Yield", MAY) que l'on peut obtenir en ajustant les captures annuelles en réponse aux fluctuations naturelles des stocks, entre autres en appliquant un taux de capture proche de F_{MSY} (Clark 1991).

La définition de MSY supra met l'accent sur les "conditions environnementales existantes", message de sagesse pour rappeler qu'une procédure de veille et de révision doit être prévue si les conditions de productivité changent (changement de régime, etc.) mais, de fait, cette "clause" concerne d'éventuelles mises à jour de la valeur admise (p. ex. dans un plan de gestion) du point de référence sans affecter en rien le concept même de MSY.

En revanche, la définition oublie un élément de concept important : **la conditionnalité au diagramme d'exploitation** (profil de sélection, taille ou âge de première capture, etc.) que ne manquent pourtant pas de rappeler la plupart des manuels et articles⁶. D'innombrables travaux (à commencer par le traité de Beverton et Holt) montrent que le rendement soutenable peut être maximisé, à des valeurs fort différentes, en jouant des deux facteurs de contrôle : intensité de pêche et diagramme d'exploitation (sélectivité par exemple) ; typiquement, plus on retarde l'âge de première capture (dans certaines limites, cf. 1.3.b), plus les taux de capture compatibles avec F_{MSY} sont élevés.

Il est important de rappeler que, dans une pêcherie opérée par plusieurs métiers ayant des profils de captures différents (certains ciblant plus les juvéniles, d'autres plus les adultes), le diagramme d'exploitation "global" et donc la valeur de MSY ou F_{MSY} à l'échelle de la pêcherie varient en fonction du degré d'activité de ces divers métiers (p.ex. Maunder 2002) ;

⁵ De façon plus générale, de multiples travaux depuis les années 1970 montrent qu'une stratégie de capture constante est particulièrement risquée en environnement aléatoire, sauf à fixer la capture constante très en deçà de MSY.

⁶ MSY a surtout été prédominant dans la littérature relative aux modèles globaux dont le formalisme ne prend en compte aucune structure de taille ou d'âge dans les processus représentés, ce qui peut expliquer certains "oublis".

on peut ainsi relaxer la contrainte sur l'effort de pêche global (ou la capacité de capture) en dosant judicieusement l'activité par métier.

Comme le souligne Powers (2005), en adoptant l'objectif MSY, les gestionnaires ne peuvent évacuer la question : « avec quel format de flotte et quelle combinaison de métiers? » Cela signifie qu'à défaut de directive claire sur un choix qui est éminemment politique, la science ne sera pas en mesure de calculer de façon pertinente les points de référence associés à MSY.

1.2. Estimation des points de référence associés à MSY.

On ne peut guère échapper au fait que, pour estimer MSY ou les quantités associées, il faut "filtrer" des données historiques sur la population et la pêche à travers un modèle. Ce dernier combinera généralement un (ou plusieurs) sous-modèle(s) de dynamique de population et un (des) sous-modèle(s) liant les observations aux états de la population. On s'intéressera ici aux deux classes principales : les modèles globaux⁷ et les modèles analytiques (ou structuraux).

1.2.a. Modèles globaux

Cette classe de modèle représente la population par une quantité agrégée, sa biomasse B (cumul des poids des individus présents), quels que soient l'âge ou le stade (mature ou juvénile), et la dynamique de population est simplifiée en ne prenant en compte que le surplus net (relation [1]) sans détailler la contribution de chaque processus. Il faut noter aussi que la relation stock-recrutement est implicite dans ces modèles. Ainsi la "vision" de MSY des modèles globaux inclut la conservation à la fois de la production et de la reproduction. Historiquement, la genèse du concept MSY est étroitement liée à celle de ce type de modèles ; les applications anciennes avaient d'ailleurs comme objet principal l'estimation de MSY⁸.

Les travaux récents montrent qu'il est fortement déconseillé (p.ex. Hilborn & Walters 1992, Punt & Hilborn 1996) d'ajuster ces modèles sous hypothèse d'équilibre ; on doit considérer une forme dynamique dont l'écriture générique est :

$$B_{y+1} = B_y + g(B_y) - Y_y + \eta_y \quad [2]$$

où y est l'index pour l'année, B la biomasse, Y la capture et η la variabilité (erreur de process).

$g(B)$ désigne la fonction par laquelle le surplus dépend de la biomasse présente ; plusieurs variantes de cette fonction ont été proposées mais la plus simple est celle de Schaefer (1954, 1957) :

$$g(B_y) = rB_y \left(1 - \frac{B_y}{K} \right) \quad [3]$$

⁷ "surplus-production models" ou "biomass dynamic models" dans la terminologie anglo-saxonne.

⁸ Notamment dans le cadre des commissions thonières (IATTC ou ICCAT) dont les conventions spécifient MSY comme repère principal pour les avis, voire comme objectif de gestion (cf. Annexe 1).

dont les paramètres sont le taux de croissance intrinsèque (en masse) de la population noté r et la capacité de charge moyenne du milieu (évoquée plus haut) notée K ; r et K sont supposés invariants avec le temps y . Si l'on se réfère à la courbe des captures (trait plein) de la Figure 1, le modèle de Schaefer implique que la partie ascendante et la partie descendante sont symétriques par rapport à la flèche verticale en F_{MSY} . Une fois ajusté aux données historiques de captures et d'effort de pêche (voir plus loin), ce modèle permet d'estimer les points de référence par des relations simples :

$$\begin{aligned} MSY &= rK/4 \\ B_{MSY} &= K/2 \quad [^9] \\ F_{MSY} &= r/2 \end{aligned}$$

L'ajustement des observations se fait à l'aide du sous-modèle suivant qui s'écrit :

$$U_y = q.B_y + \varepsilon_y \quad [4]$$

où U est une mesure relative de la biomasse B , q une constante de proportionnalité (dite "capturabilité") et ε un terme d'erreur statistique (additif ou multiplicatif).

La plupart des applications historiques des modèles globaux utilisaient comme indices d'abondance U les captures par unité d'effort (CPUE, rapports entre captures et efforts annuels) à l'échelle de la pêcherie, avec toutes les difficultés associées (besoin d'un recensement exhaustif des efforts de pêche de tous les participants en plus de leurs captures, standardisation entre flottilles et entre années, etc.). Cette exhaustivité permettait d'estimer directement la capturabilité globale.

Comme $F = q E$, il est facile d'en déduire l'effort de pêche E_{MSY} correspondant à F_{MSY} :

avec $F_{MSY} = r/2$ et $F = q E$, alors on a : $E_{MSY} = r/2q$

L'approche moderne permet d'utiliser toute mesure fiable de l'abondance relative (rendements de flottille sentinelle, indices de campagnes scientifiques y compris acoustiques), sans se préoccuper d'une exhaustivité des CPUE qui s'avère plutôt problématique, voire de combiner plusieurs sources. Il y a un petit prix à payer, l'impossibilité de renseigner sur la capturabilité globale et donc sur l'effort E_{MSY} – quantité dont l'utilité reste limitée dans le cas (fréquent) de pêcheries composites – largement compensé par le gain sur la qualité générale des évaluations.

Parmi les avantages ou inconvénients de cette approche, on notera :

- les modèles sont simples ; comme dans d'autres domaines, des modèles complexes ne sont pas nécessairement plus performants pour la prévision et la décision ;

⁹ Attention : dans l'approche globale, B_{MSY} est une biomasse totale ; les évaluations par modèles analytiques mettent plutôt l'accent sur la fraction mature et peuvent utiliser B_{MSY} pour désigner la biomasse de géniteurs, nécessairement inférieure à son équivalent en biomasse totale. Les deux classes de modèles étant rarement utilisées conjointement, cette différence n'affecte cependant pas le sens des avis.

- une exigence limitée en données : il faut une série temporelle sur les captures totales Y (exhaustives, débarquements et rejets, mais pas besoin des compositions en taille ou en âge) et au moins une série d'indices d'abondance U (proprement standardisés si on utilise des CPUE commerciales, protocole standard respecté pour les campagnes) ;
- les estimations sont nettement améliorées si l'on peut poser une contrainte plausible sur la biomasse initiale relativement à K (p.ex., données disponibles depuis le tout début de la pêche) ;
- des estimations problématiques de MSY (typiquement, révision continue à la hausse, valeurs de paramètres absurdes) ont souvent été obtenues dans des cas dits "de sens unique", i.e. intensification de la pêche et baisse d'abondance monotones, ce qui est hélas le cas le plus fréquent ; une estimation fiable ne peut être obtenue que si la pêche a vécu une histoire contrastée en termes d'intensité de pêche et d'abondance ; plus généralement, on ne peut estimer MSY que si la capture a déjà dépassé MSY ;
- ces conditions sur le contenu informatif des données sont encore plus cruciales si l'on considère des alternatives au modèle de Schaefer (Fox, Pella-Tomlinson) qui peuvent paraître plus réalistes (pas de symétrie stricte dans la courbe capture-effort) mais qui exigent l'estimation de paramètres supplémentaires, alors qu'en estimer deux pose déjà des problèmes ardu ;
- les modèles globaux considèrent que les variations d'abondance ne sont régies que par la pression de pêche ; ils ne sont guère adaptés aux cas où l'abondance d'une année à l'autre répond majoritairement aux variations de recrutement ; même si des données sont disponibles sur ces dernières, leur formalisme ne permet pas de prendre cette information en compte (le processus recrutement n'est pas identifié dans le surplus S ou dans $g(B)$) ;
- de même, ces modèles ne prennent pas en compte le diagramme d'exploitation (sélectivité, impact des métiers) ; il n'est pas possible d'évaluer le changement de MSY ou de F_{MSY} associé à un diagramme alternatif (mesures techniques et/ou changement de tactiques de pêche).

En résumé, les modèles globaux ont des limites, assez bien cernées dans la littérature, dont il faut être conscient si on les utilise dans un contexte de gestion, mais ce serait une erreur de les rejeter en bloc.

1.2.b. Modèles analytiques

Deux caractéristiques principales les distinguent des précédents : d'une part, les processus démographiques élémentaires (recrutement, croissance, fécondité, mortalité, etc.) peuvent être représentés individuellement ; d'autre part, la contribution spécifique de chaque groupe d'âge (ou de taille) à ces processus peut être prise en compte. Des modèles de complexité variable, pour l'analyse du passé ou pour la prévision, peuvent être construits en assemblant des modules relatifs aux processus individuels.

Pour l'estimation des points de référence MSY , il faut combiner trois analyses (les détails techniques sont traités en Annexe 2) :

(i) analyse du rendement par recrue (Y/R)

Un nombre arbitraire de recrues (cohorte) étant donné, on peut calculer pour tout régime d'exploitation (combinaison d'une intensité de pêche et d'un diagramme d'exploitation) leur contribution théorique (toutes choses égales par ailleurs) aux apports pondéraux de la pêcherie au fil de leur existence si on les soumettait continûment à ce régime. En répétant le calcul pour une gamme d'intensités de pêche (mortalité par pêche F absolue ou relative), on peut dresser une courbe production Y/R -intensité F partant de l'origine ($F = 0 \Rightarrow Y = 0$), augmentant dans un premier temps puis diminuant ou plafonnant pour des intensités de pêche élevées.

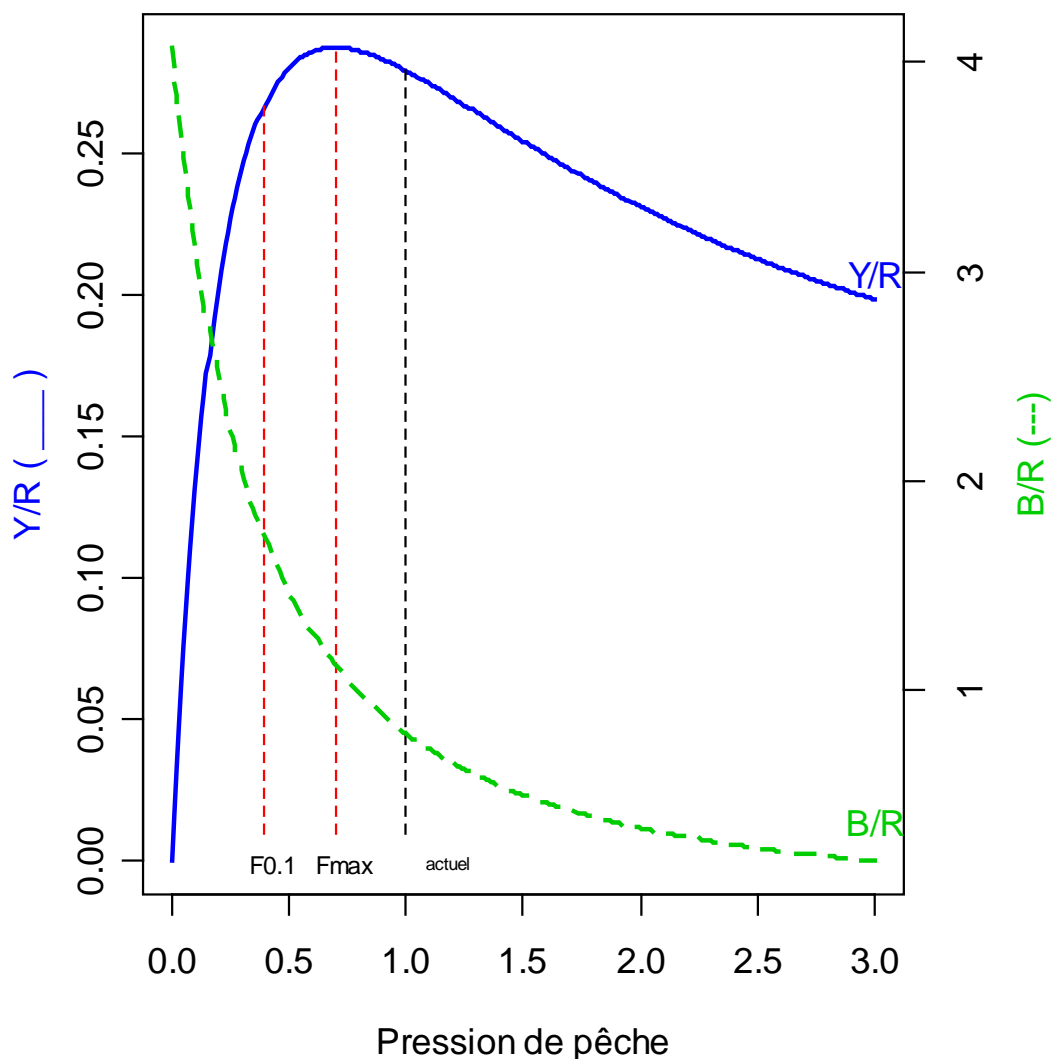


Figure 3. Courbes de rendement par recrue (en bleu plein) et de biomasse féconde par recrue (en vert pointillé) en fonction de l'intensité de pêche et selon le diagramme d'exploitation actuel.

L'allure générale ressemble à celle de la Figure 1, mais il importe de souligner qu'elle résulte de processus différents : alors que le pic de production soutenable est du à des phénomènes de densité-dépendance, le pic éventuel de la courbe de rendement par recrue est lié à un arbitrage entre l'espérance de croissance en poids et le risque de mortalité naturelle des individus à chaque âge.

Si la pêche cible les individus d'une cohorte à des âges où ils ont un taux de croissance élevé et une forte probabilité de survivre hors pêche (avant l'âge critique, cf. 1.3.b) , la production de cette cohorte aura tendance à baisser fortement au delà d'un seuil d'intensité de pêche ; à l'inverse, la même cohorte peut supporter des taux d'exploitation élevés si la pêche vise des âges où les individus ont de fortes chances de mourir naturellement et/ou grossissent peu d'une année sur l'autre.

Si l'on module à la fois l'intensité de pêche et les paramètres de sélection, ce type d'analyse permet aussi de mettre en évidence les arbitrages entre régulation de l'effort de pêche (directe ou via des TAC) et contrôle du diagramme d'exploitation (mesures techniques ou autres interventions sur les métiers) : une même production peut être obtenue pour diverses combinaisons, certaines combinaisons permettraient d'augmenter la production (si c'est un objectif de gestion), chaque combinaison a des implications économiques, sociales ou politiques différentes.

(ii) analyse de la biomasse féconde par recrue (BF/R)

La procédure générale est similaire à celle de l'analyse (i), à ceci près que la quantité considérée est la contribution espérée de chaque cohorte au potentiel de reproduction, lequel peut être exprimé en nombre d'œufs (éventuellement pondéré par un critère de qualité) ou plus généralement en biomasse de reproducteurs¹⁰ ; dans ce cas, les hypothèses implicites sont que le nombre d'œufs est proportionnel au poids des femelles, la qualité des œufs par kilogramme de femelle est équivalente quel que soit son âge, le sex-ratio par âge est stable. Même si ces hypothèses ne sont pas strictement respectées, la comparaison des mérites relatifs de différents régimes reste largement valide.

La courbe BF/R en fonction de l'intensité F étant monotone décroissante, elle ne présente pas de "point de rupture" pouvant constituer un point de référence objectif (voir cependant la discussion en 1.3 *infra*). Elle est cependant utilisée comme intermédiaire pour estimer la pente des droites de remplacement notamment lors de la détermination de MSY (cf. ci-dessous et Annexe 2).

¹⁰ En anglais, "Spawning Stock Biomass" ou SSB.

(iii) prise en compte de la relation stock-recrutement (S-R)

Une limite des deux analyses précédentes est que le raisonnement est effectué à recrutement donné et qu'il n'y a pas prise en compte de la répercussion de l'exploitation sur la capacité de la population à générer des recrues, même sous les intensités de pêche les plus fortes. Pour parer cet écueil, il faut boucler le cycle vital avec un sous-modèle spécifique dit relation stock-recrutement¹¹. Ce sous-modèle permet d'ajuster une courbe théorique sur des points S-R 'observés' au cours de l'histoire du stock. L'exemple ci-dessous montre 46 années d'observation de couples (biomasse-recrue) et la courbe théorique qui s'ajuste 'au mieux'.

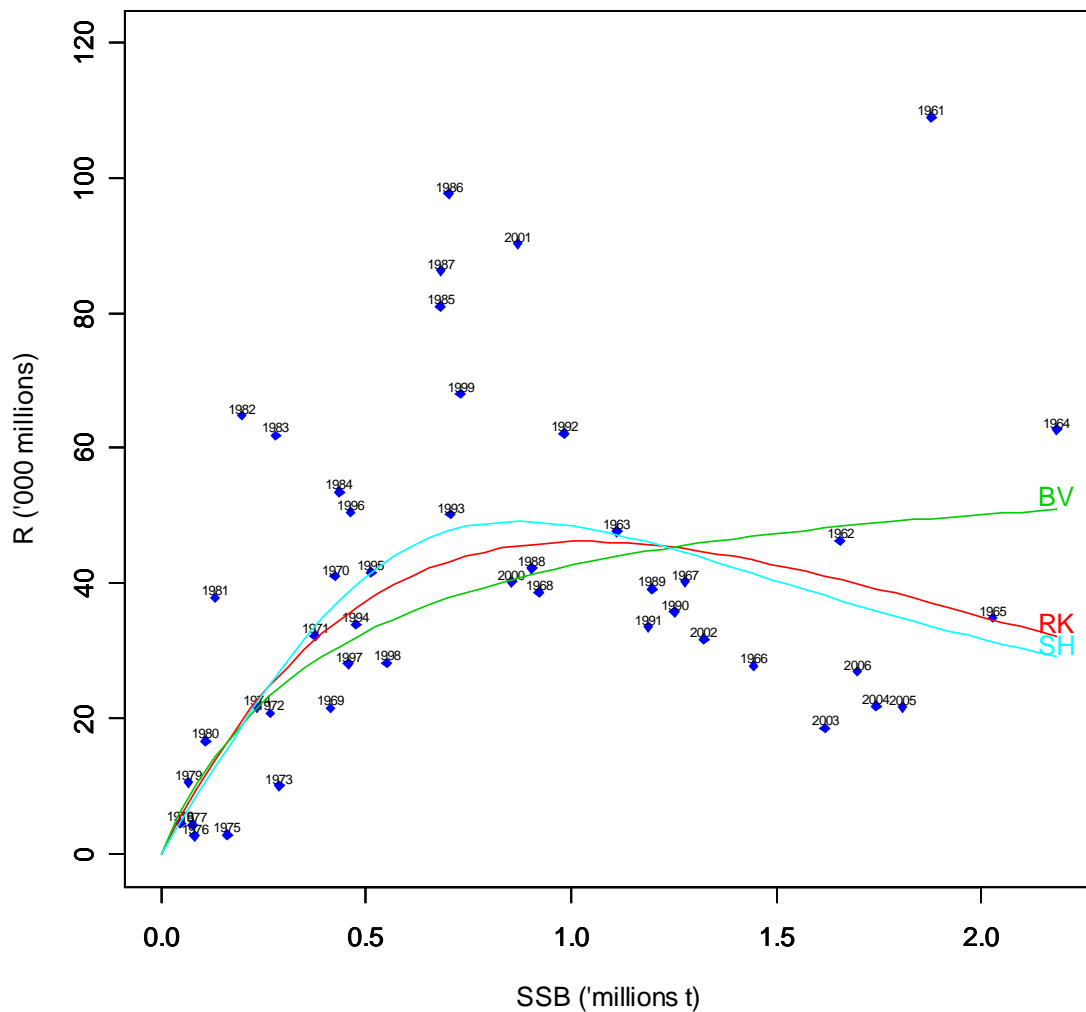


Figure 2. Exemple du Hareng de mer du Nord : 'Observations' des couples S-R (indiqué selon la classe d'âge) et ajustement à l'aide d'une relation de Beverton et Holt (BV), Ricker (RK) et Shepherd (SH) (données CIEM 2006)

On ne rentrera pas ici dans le détail des multiples relations S-R proposées dans la littérature, sinon pour rappeler que toutes sont fondées sur des considérations écologiques faisant intervenir des processus de compensation tels que le nombre de recrues produit *par parent*

¹¹ Pour toute biomasse féconde, les relations S-R donnent le nombre de recrues susceptibles d'être produites en **moyenne** par cette biomasse.

diminue (par compétition, cannibalisme, etc.) de façon plus ou moins prononcée quand le stock est très abondant. Leur caractéristique commune est la décroissance du nombre de recrues à mesure que le stock diminue, ce qui est conforme à la fois à la théorie (à l'extrême il n'y a plus d'enfant si les parents ont disparu) et à l'observation (plusieurs cas documentés dans l'histoire et de plus en plus dans la période récente) ; tous les modèles donnent des profils assez similaires dans la gamme des biomasses faibles, i.e. dans le domaine critique pour la viabilité des populations (Figure 3).

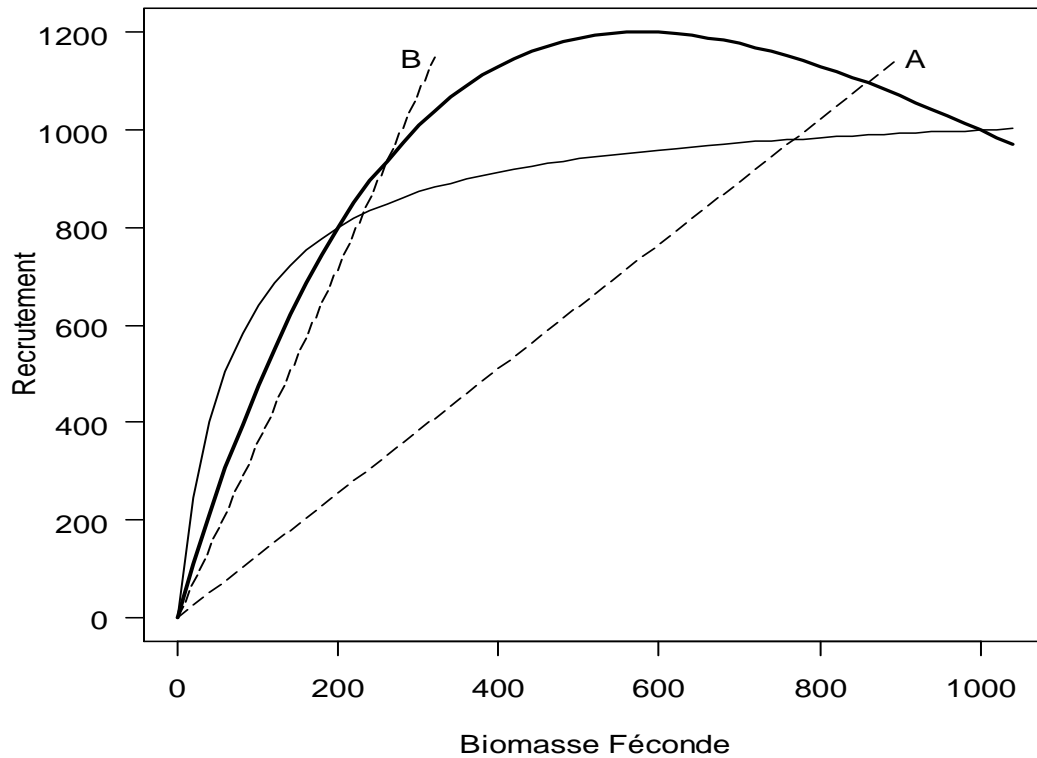


Figure 3. Deux archétypes de relations stock-recrutement (trait plein) : type Beverton-Holt ou type Ricker (plus forte compensation, en gras), avec deux exemples de droites de remplacement (tirets) correspondant à une exploitation modérée (A) ou intense (B).

On notera S la biomasse féconde (au lieu de BF ou SSB, pour alléger), R le nombre de recrues, F la mortalité par pêche (en supposant ici un diagramme d'exploitation spécifié), Y la capture pondérale. On supposera que les moyens de calculer les rendements par recrue et les biomasses fécondes par recrue comme fonctions de F , avec l'hypothèse de constance du diagramme d'exploitation, sont disponibles, que le modèle analytique soit structuré en âge ou en longueur.

De Y/R à Ye ou de F_{\max} à F_{MSY}

Pour toute valeur de la mortalité par pêche F , la population est censée se stabiliser à une certaine biomasse féconde $S(F)$ qui, par la médiation d'une relation stock-recrutement notée génériquement ϕ , devrait produire un recrutement équilibré $Re(x) = \phi(S(x))$;

Par ailleurs, cette même mortalité par pêche doit permettre à l'équilibre d'extraire un certain rendement par recrue $(Y/R)(F)$.

Le rendement absolu $Ye(F)$ est simplement le produit de $(Y/R)(F)$ par $Re(F)$.

Trivialement, $Ye(F)$ est nul quand F prend la valeur 0 mais, à mesure que l'on augmente F , $Ye(F)$ augmente puis typiquement passe par un maximum avant de décroître. Le maximum de $Ye(F)$ est par définition le MSY , et l'abscisse correspondante est F_{MSY} .

La principale difficulté de l'exercice est de trouver le recrutement équilibré $Re(F)$ ou, de façon équivalente, la biomasse $Se(F)$ qui le produit via la relation ϕ . La courbe des biomasses par recrue $(S/R)(F)$ étant monotone décroissante avec F , il n'est pas possible d'identifier de point remarquable. Néanmoins, pour toute valeur de F , le calcul donne une valeur de S/R que l'on notera λ_F , l'indexation rappelant sa dépendance au F supposé.

La condition d'existence d'un équilibre auto-régénérant pour R s'écrit :

$$Re(F) = Se(F) / \lambda_F = \phi(Se(F))$$

Dès lors que l'on dispose d'une formulation explicite pour la relation stock-recrutement ϕ , le problème se ramène à la résolution de cette équation en $Se(F)$ connaissant λ_F .

Droites de remplacement

On a vu que λ_F est la biomasse féconde produite par une recrue soumise à une intensité de pêche F tout au long de sa vie. On peut retourner l'argument en disant que le recrutement exigé pour remplacer toute valeur s de S sous ce régime d'exploitation doit être égal à s/λ_F .

Autrement dit, sur un graphe stock-recrue ϕ (S en abscisse, R en ordonnée), la droite par l'origine de pente $1/\lambda_F$ définit pour tout S le recrutement qui serait nécessaire pour remplacer S en moyenne sous ce régime, d'où son nom de "droite de remplacement".

Pour chaque F , la droite de remplacement de pente $1/\lambda_F$ coupe la courbe $S-R$. Le point d'intersection est le point d'équilibre $[Se, Re](F)$ pour cette valeur de F , compte tenu du diagramme d'exploitation (Fig. A2.1.c) : la biomasse féconde va générer un recrutement qui produira la même biomasse et ainsi de suite, tout ceci s'entendant **en moyenne**.

Plus F est intense ou plus les individus capturés sont petits, plus λ_F diminue et donc plus la pente de la droite de remplacement tend vers la verticale (cas B de la Figure 2, la spirale d'une biomasse faible redonnant une biomasse faible peut s'enclencher). A l'extrême, la droite ne recoupe plus la courbe stock-recrue et le stock court alors vers l'extinction ; la limite est franchie quand la pente $1/\lambda_F$ dépasse la pente à l'origine de la relation stock-recrutement

(calculable à partir des paramètres de chaque type de fonction), et correspond à une valeur de F notée F_{ext} ou F_{crash} .

Ainsi, pour qu'un stock soit viable, il faut que la droite de remplacement associée au régime d'exploitation considéré coupe la courbe stock-recrutement ($F < F_{\text{crash}}$). Comme l'ont montré quelques catastrophes vécues (sardine de Californie, morue du Canada) dans le passé, la bascule du domaine viable vers le domaine non viable peut être très soudaine : il suffit d'une petite variation en trop de la mortalité par pêche, surtout si elle coïncide avec des conditions environnementales moins favorables à la productivité du stock.

A l'autre extrême, selon le degré de compensation de la relation S-R du stock considéré, une biomasse féconde très élevée peut donner, en moyenne, des recrutements inférieurs à ceux que donne une biomasse intermédiaire et n'est donc pas en soi un objectif à rechercher à tout prix. Comme l'indique la Figure 1, la biomasse B_{MSY} permettant d'obtenir MSY se situe en général dans des valeurs intermédiaires. Un bon argument en faveur d'une "politique MSY" est qu'elle vise un état des stocks assurant une productivité maximale, au bénéfice de la pêche, et non pas une biomasse maximale pour la beauté de la chose (compromis raisonnable entre exploitation et préservation).

En résumé, la procédure d'estimation consiste à calculer, sur une gamme d'intensités de pêche F (et au besoin pour divers diagrammes d'exploitation), les rendements par recrue $Y/R(F)$, les pentes des droites de remplacement et les recrutements d'équilibre $Re(F)$; le produit $Y/R(F) \times Re(F)$ donne la production équilibrée $Ye(F)$ correspondant à chaque F ; $Ye(F)$ passe par un maximum (= MSY) pour une certaine valeur de F (= F_{MSY}) à laquelle correspond aussi une biomasse (totale ou de géniteurs) B_{MSY} .

Par delà la lourdeur de la procédure (de fait, plus simple qu'il n'y paraît), il faut admettre que l'estimation des points de référence via l'approche analytique se heurte à de nombreuses difficultés pratiques, essentiellement liées aux données requises :

- *Données biologiques* : les analyses (i) et (ii) nécessitent des données sur la croissance et la fécondité par âge, obtenues par échantillonnage et travail de laboratoire, qui ne présentent pas de problème majeur hormis pour quelques espèces (dont crustacés, espèces profondes, ...) dont la détermination de l'âge reste un défi ; il est parfois suggéré dans ce cas de recourir à des modèles structurés en taille, à ceci près qu'il faut à un moment ou un autre disposer d'une information fiable sur la relation entre taille et âge ou sur le temps qu'il faut pour passer d'une taille à une autre¹².

Le paramètre le plus crucial est le coefficient de mortalité naturelle M , sa distribution selon l'âge et ses variations au cours du temps¹³ : il détermine largement l'allure générale des courbes de production à long terme (Y/R ou Ye) et donc les arbitrages court terme – long terme. Or c'est un des paramètres les plus incertains de la science des pêches (il faudrait des observations sur les stocks hors de toute exploitation, circonstance devenue fort rare, ou des

¹² Cette réserve vaut aussi pour le modèle partiellement structuré dit "délai-différence", non traité ici car non utilisé en Europe, qui est également très utile pour explorer la problématique MSY (voir Quinn & Deriso 1999).

¹³ La possibilité que M varie d'une année sur l'autre sous l'effet de cause anthropique autres que la pêche ou de causes naturelles telles que les relations prédateurs-proies (pouvant inclure le cannibalisme) est en général ignoré par manque de données. Les projections (dont Y/R) sont effectuées sous hypothèse de constance de M .

données de marquage-recapture suffisamment nombreuses pour permettre l'analyse) ; on dispose au mieux d'approximations dont on espère qu'elles sont raisonnables¹⁴.

- *Coefficients de mortalité par pêche F aux âges* : indispensables pour les analyses (i) et (ii), ils sont typiquement estimés via l'une ou l'autre variante des méthodes génériquement appelées "analyses de cohortes", qui supposent connues intégralement les captures (débarquement et rejets) aux âges réalisées par tous les participants à la pêche (à titre commercial ou récréatif). L'incertitude sur M affecte l'estimation des coefficients F (mais à un degré beaucoup moindre celle de la somme $F+M$).

- *Relations stock-recrutement* : on a vu *supra* le rôle crucial qu'elles jouent dans l'estimation des points de référence MSY mais, comme la mortalité naturelle, leur détermination reste un défi pour la science. Le premier écueil est qu'il faut disposer d'estimations fiables sur les recrutements et sur les biomasses fécondes, en valeur absolue, au cours de l'histoire. Là encore, les analyses de cohortes sont les méthodes privilégiées, avec les problèmes associés. Il convient de souligner le problème particulier que pose la méconnaissance des rejets sur la détermination des relations S-R : si les rejets portent (comme souvent) sur les âges voisins du recrutement et peu ou pas sur la fraction mature, et si ils ne peuvent pas être pris en compte dans l'analyse, cette dernière va typiquement sous-estimer le nombre de recrues (en estimant les 'recrues des débarquements') tandis que la biomasse féconde sera estimée correctement, d'où une perception distordue de la relation entre les deux stades ; le problème est aggravé quand le comportement de rejet varie au cours du temps (changement du diagramme d'exploitation ou de la taille minimale au débarquement ou avec la force des cohortes (concentration de la pêche et rejets accrus sur les classes fortes). Quand bien même recrutements et biomasses fécondes seraient parfaitement connues, le second écueil est la variabilité environnementale : à quantité d'œufs donnée, le taux de survie jusqu'au recrutement est notoirement variable, d'où une énorme dispersion des points sur les graphes stock-recrutement qui masque la relation sous-jacente. Par ailleurs, pour caractériser la relation, il faut disposer d'observations dans les marges extrêmes de biomasse féconde, or la plupart des stocks ont historiquement fluctué sur une plage relativement étroite autour du centre de la distribution, d'où une impression d'indépendance entre recrutement et stock reproducteur. Plusieurs cas à l'échelle mondiale commencent à fournir des observations aux bas niveaux de stocks démontrant que cette impression est fallacieuse : on ne peut plus se permettre d'exclure une baisse du recrutement, en moyenne, quand le stock reproducteur diminue en deçà d'un seuil. De plus, si l'on attend d'en avoir la démonstration certaine, il sera alors probablement trop tard pour sortir d'une spirale fatale. Toutes ces difficultés affectent essentiellement la capacité à ajuster un modèle mathématique formel (déterministe) et, pour certaines applications, elles peuvent être contournées en recourant à des relations S-R dites non-paramétriques (par exemple probabilistes) ; pour le calcul des points MSY, ces variantes s'intègrent moins aisément dans la chaîne de calculs présentée ci-dessus mais restent utiles pour des approches par simulations.

¹⁴ Cet aveu de faiblesse ne doit pas être utilisé pour tout rejeter en bloc. Par exemple, l'incertitude sur M affecte de façon beaucoup moins critique l'estimation des captures espérées à court terme et donc les avis sur les TAC, ou certaines comparaisons de scénarios d'exploitation en termes relatifs.

1.3. Approximations des points de référence associés à MSY.

Les considérations ci-dessus amènent au constat que la capacité pratique à estimer les points MSY proprement dits par les procédures formelles est limitée, même dans le cas de stocks évalués de longue date, voire nulle pour nombre de stocks. A défaut, il est possible de recourir à des indicateurs substitutifs en bénéficiant du fait que, dans la période récente, leur qualité comme approximations des points MSY a fait l'objet de travaux critiques poussés, en particulier aux Etats-Unis, pour la mise en œuvre du Magnuson-Stevens Act.

1.3.a. Substituts basés sur les traits de vie

Les relations entre traits de vie, stratégies vitales et comportement des populations dans le temps sont la matière de nombre de travaux en écologie. Les résultats ne sont pas faciles à traduire en termes opérationnels pour la gestion, et moins encore pour le problème spécifique de MSY. La littérature halieutique s'est surtout penchée sur la conjecture d'une constance dans les relations entre des traits tels que mortalité naturelle M , coefficient de croissance individuelle k , âge ou taille de maturité, etc. pour une large palette de stocks, proposées notamment par Beverton et Holt (1959) puis Charnov (1993). Par exemple, le rapport M/k est proche de 1.5. De là, d'autres relations simples permettent d'estimer le rendement potentiel ou les taux de capture soutenables. L'avantage évident de ces approches est qu'elles requièrent relativement peu de données spécifiques¹⁵.

Dans leur revue, Beddington et Kirkwood (2005) montrent que si certaines relations générales peuvent être identifiées, leur validité suppose néanmoins certaines conditions (degré de variabilité du recrutement, forme de la relation S-R, taille de première capture¹⁶). Leurs graphes permettent de situer quelques familles d'espèces, représentatives de différentes dynamiques, dans l'espace de couples de paramètres ; il est plus prudent de se référer à ces abaques avec des cas spécifiques que de tenter ici une généralisation. Le recours aux relations entre traits de vie est probablement plus utile pour affiner la valeur de paramètres requis par certains modèles mais difficiles à estimer (c'est le cas classiquement pour la mortalité naturelle M , à partir de considérations sur la longévité ou la croissance) ou, pour les approches Bayésiennes, pour renseigner les distributions a priori.

Un exemple en est donné par McAllister et al. (2000) qui utilisent des méthodes démographiques pour affiner la distribution plausible du paramètre r du modèle de Schaefer (on a signalé plus haut les difficultés pour estimer à la fois r et K quand les données sont peu informatives). Cette approche leur permet d'améliorer grandement la précision de l'estimation pour des requins, mais surtout de réviser considérablement à la baisse (de 0.7 à 0.07) la valeur admise de r basée sur l'analyse des CPUE (dans un cas de "sens unique") ; sachant que, dans ce type de modèle, F_{MSY} est estimé par $r/2$ (voir en 1.2.a), les implications en termes de restauration et de pêche soutenable sont considérables. Avec une méthodologie similaire, Hammond et Ellis (2005) situent r entre 0.04 et 0.07 pour l'aiguillat commun de l'Atlantique Nord-Est, alors que les évaluations standard donnaient $r = 0.42$. Les relations entre un index

¹⁵ Une compilation mondiale des paramètres vitaux est disponible sur la base de données FishBase de la FAO. NB : le paramètre de croissance intrinsèque r abordé plus loin n'y figure pas.

¹⁶ Ainsi, les relations identifiées par Clark (1991) pour des "typical groundfish" et les conclusions qu'il en tire en termes de stratégies de gestion sont fondées sur des exemples où 50% du recrutement (et de la maturité) survient à l'âge de 5 ans, au lieu des 0-1 an typiques des pêcheries de gadidés européennes.

de r et traits de vie tabulées par Denney et al. (2002) pour un grand nombre de stocks européens pourraient être utilisées dans ce type d'approche.

Mention particulière doit être faite des relations entre MSY ou F_{MSY} , et la mortalité naturelle M , fréquemment rencontrées dans les documents techniques de la FAO, dont la fameuse relation suggérée par Gulland : $MSY = M \times K/2$ (où K est la capacité de charge). L'argument est que, selon le modèle de Schaefer, B_{msy} est égal à $K/2$ (voir 1.2.a) et, d'après Beverton et Holt, F_{max} (voir *infra*) est voisin de M (ce que corroborait l'observation de pêcheries encore en bonne santé dans les années 1960). Cette relation a été revisitée notamment par Deriso (1982, 1987) et Thompson (1992, 1993) ; voir aussi Quinn et Deriso (1999, chap. 11.4.2). Il apparaît que, pour la plupart des dynamiques, F_{MSY} serait plutôt de l'ordre de 80% de M , des valeurs supérieures à M étant néanmoins soutenables pour les espèces à taux de croissance et M bas et/ou forte compensation dans la relation S-R (trait gras sur la Figure 2). Bien qu'elle ne soit pas supportée par la théorie, ces auteurs admettent toutefois que l'approximation $F_{MSY} \approx M$ est "raisonnable" dans une stratégie de taux d'exploitation constant, et souvent vérifiée empiriquement. Mais, hors cas particuliers, la relation de Gulland ci-dessus pour la capture MSY n'est pas vérifiée. Dans ses simulations, Mace (1994) a trouvé que F_{MSY} est inférieur à M pour la plupart des combinaisons de paramètres. Williams et Shertzer (2003) et Beddington et Kirkwood (2005) mettent également en garde sur le fait que tous les rapports suggérés entre F_{MSY} et M dépendent du diagramme d'exploitation (sélectivité) et des caractéristiques de la relation stock-recrutement considérés. Au total, nonobstant les réserves exprimées plus haut quant à la connaissance (précise) de M , un rapport F_{MSY}/M proche de 1 peut aider à cerner les ordres de grandeur et la direction des corrections à apporter pour se rapprocher du domaine plausible de F_{MSY} mais n'est pas une règle à suivre aveuglément.

1.3.b. Substituts basés sur l'âge critique

La notion d'âge critique se réfère à la trajectoire de biomasse d'une cohorte non exploitée (i.e. ne subissant que la mortalité naturelle). Elle s'explique graphiquement (Figure 3) comme suit :

Etant donné un effectif au recrutement (âge 1 ici), le nombre d'individus N de la cohorte survivant aux âges successifs ne peut que diminuer (tirets) du fait de la mortalité (naturelle ici) ; dans le même temps, le poids w (trait plein) de chaque individu augmente, rapidement chez les jeunes puis en tendant vers un plateau aux âges plus élevés. Le produit de l'effectif N par le poids moyen w donne la biomasse de la cohorte à chaque âge ; celle-ci culmine à un âge que l'on nomme "âge critique" (t_{cri} , ou âge de biomasse maximale d'une cohorte non exploitée¹⁷) qui, sur l'exemple de la Figure 3, serait l'âge 5. Avant cet âge, la biomasse de la cohorte augmente parce que les gains en poids compensent les pertes par mortalité ; au-delà, la mortalité l'emporte sur la croissance et la biomasse diminue. Il se trouve que, chez nombre d'espèces, âge critique et âge de pleine maturité coïncident. L'âge critique est proche de 2 ans pour les petits pélagiques, de 5-6 ans pour les gadidés (6-9 ans pour les stocks boréaux).

L'âge critique est facile à calculer lorsque l'on dispose de la mortalité naturelle et des coefficients de croissance ; aucune donnée sur l'état du stock ou les captures n'est requise et l'effectif au recrutement peut être arbitraire puisqu'il n'intervient que comme coefficient d'échelle.

¹⁷ On peut également raisonner sur les longueurs et identifier une taille critique.

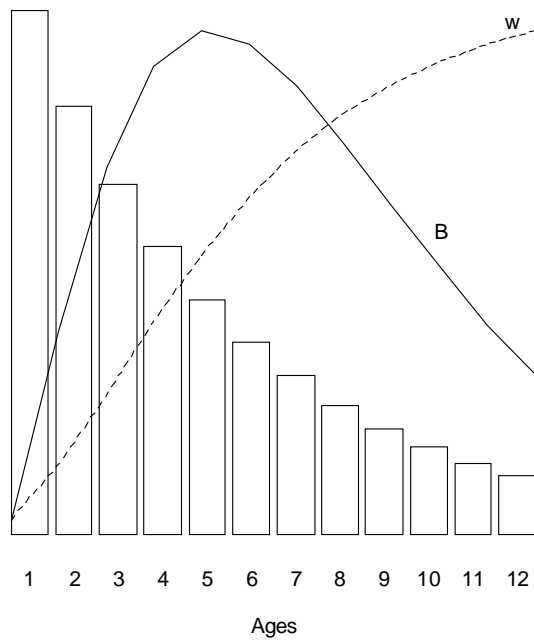


Figure 4 : Abondance (N, histogramme), poids individuels moyens (w, tirets) et biomasse (B, trait plein) d'une cohorte non exploitée aux âges successifs.

Il a été rappelé plusieurs fois qu'à **chaque diagramme d'exploitation correspond un MSY moyen et que plus la pêche est sélective, plus le MSY correspondant est élevé.**

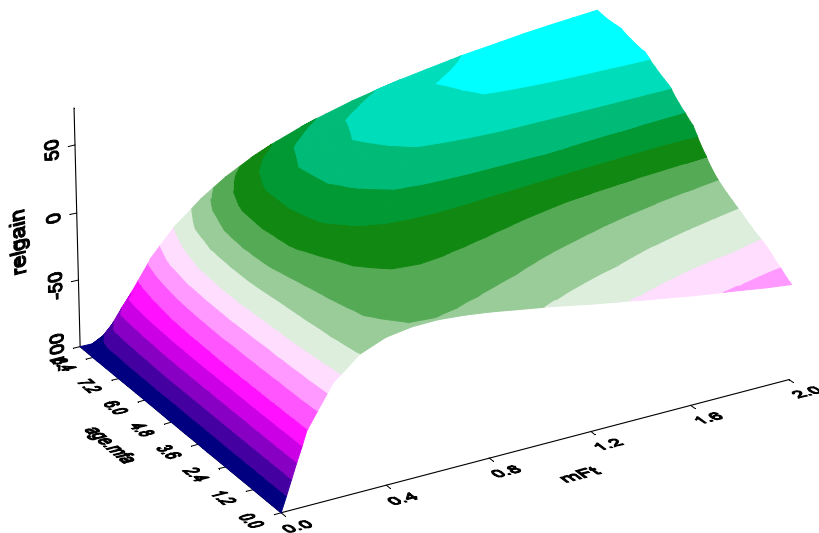


Figure 5 : Gains relatifs de production à long terme en fonction de la pression de pêche et des modalités d'exploitation.

Le schéma idéal, qui permettrait d'obtenir le maximum des MSY possibles, serait de ne capturer aucun individu avant l'âge critique puis d'appliquer un taux de capture aussi élevé qu'on le voudrait sur les individus plus âgés (sous réserve qu'ils aient pu se reproduire en nombre suffisant). Ce diagramme d'exploitation idéal est hélas difficile à réaliser en pratique. Les modalités d'exploitation correspondantes restent à inventer. Il est néanmoins possible, dans la plupart des cas de modifier les modalités d'exploitation actuelles pour se rapprocher le plus possible de cette situation idéale (par une amélioration de la sélectivité des engins utilisés, par des changements d'engins, par des modifications de tactiques de pêche...).

La relation entre âge critique et MSY a été étudiée par Maunder (IATTC 2003) dans des simulations sous diverses hypothèses de dynamiques (M, croissance, relation S-R). Il a trouvé que le rapport entre le poids moyen dans les captures en régime MSY et le poids individuel correspondant à l'âge critique se situe autour de 0.8, mais reste sensible au diagramme d'exploitation considéré. En revanche, la mortalité par pêche telle que le poids moyen dans les captures est de 80% du poids à l'âge critique donne des rendements proches de MSY et son estimation est relativement insensible aux hypothèses. Le poids moyen à l'âge critique est une information systématiquement fournie par l'IATTC dans ses rapports sur l'état des stocks bien que, en soi, il ne renseigne aucunement sur cet état. Aucune autre référence récente n'a été trouvée sur l'utilisation ou la validation du résultat de Maunder dans le contexte MSY.

1.3.c. Substituts basés sur le rendement par recrue

Comme on l'a vu en 1.2.b, le calcul du rendement par recrue est une des étapes de la chaîne permettant d'estimer les points MSY dans l'approche analytique. Il permet notamment d'estimer un taux de mortalité par pêche, noté F_{max} , pour lequel la courbe de rendement par recrue passe par un maximum à diagramme d'exploitation donné.

Le débat F_{MSY} vs. F_{max} est vieux comme le monde et la littérature est unanime sur le fait que F_{max} ne peut pas être assimilé à F_{MSY} dès lors que sa détermination ignore toute répercussion de l'exploitation sur la biomasse féconde et la reproduction. Il peut être démontré analytiquement (p.ex. Quinn & Deriso 1999, Chap. 11.4.4) que F_{max} est supérieur à F_{MSY} pour la plupart des hypothèses sur la relation S-R ; l'exception correspond à une courbe S-R chutant fortement aux biomasses fécondes élevées (p.ex. fort cannibalisme des adultes sur les jeunes). Pour la plupart des stocks, F_{max} doit donc être considéré au mieux comme la borne supérieure du domaine acceptable pour F_{MSY} (Punt & Smith 2001).

Il existe un lien entre la forme de la courbe de rendement par recrue en fonction du taux d'exploitation F et l'âge critique. Si le diagramme d'exploitation fait exercer une pression forte sur les individus plus jeunes que l'âge critique, la courbe présente un dôme net à des taux F_{max} relativement bas. En revanche, plus la pêche est sélective et l'âge de première capture se rapproche de t_{cri} , plus la courbe tend à présenter un plateau, une diminution n'apparaissant qu'après un taux F_{max} élevé (parfois hors bornes du graphique) ; pêcher à F_{max} sous ce régime peut paraître sain du point de vue de la production (bon arbitrage croissance-mortalité) mais a des chances d'être risqué du point de vue de la reproduction. Incidemment, cette comparaison indique que, comme celle de F_{MSY} , la valeur de F_{max} est contingente au diagramme d'exploitation, et ceci vaut aussi pour l'indicateur suivant.

Supposons que la pêche exerce un F un peu inférieur à F_{\max} et que l'on veuille l'augmenter à F_{\max} . Dans la plupart des cas, le gain marginal en production sera faible en regard du coût de l'effort. Ces considérations de gain marginal ont amené Gulland à proposer l'indicateur noté $F_{0.1}$: à $F_{0.1}$, le gain marginal procuré par un accroissement d'effort n'est que le dixième de ce que ce même accroissement aurait permis d'obtenir au début d'exploitation du stock. Techniquement, $F_{0.1}$ est identifié en recherchant le point où la pente de la courbe de rendement par recrue est égale au dixième de la pente de cette courbe à l'origine ($F = 0$) ; ce point est identifiable même sur les courbes en plateau qui ne présentent pas de F_{\max} net. Le choix du rapport 1/10 est arbitraire, ce qui n'a pas empêché un certain succès de la notion. D'autres rapports auraient pu être adoptés mais, quoiqu'il en soit, leur caractéristique est de placer le point de référence correspondant à une valeur inférieure à F_{\max} .

Plusieurs études en simulations sous diverses hypothèses de dynamiques (Clark 1991 ; Mace 1994 ; citations dans Quinn & Deriso 1999) tendent à montrer que **$F_{0.1}$ est une approximation acceptable de F_{MSY}** , dans la mesure où le rapport entre biomasse féconde par recrue sous un régime $F_{0.1}$ et biomasse féconde par recrue sous $F = 0$ (voir section suivante) est souvent proche de celui obtenu sous un régime F_{MSY} . En tout cas, on ne trouve pas dans la littérature scientifique d'objection majeure contre l'utilisation de cette approximation¹⁸, dès lors qu'elle est associée à une surveillance des impacts sur la biomasse féconde. Elle est d'autant mieux défendable que le diagramme d'exploitation en vigueur implique une faible pression de pêche sur les immatures, et que la structure d'âge du stock attendue sous un régime $F_{0.1}$ n'est pas excessivement tronquée par rapport à celle observée lors du développement de la pêche.

1.3.d. Substituts basés sur la biomasse féconde par recrue

Les analyses BF/R ont surtout été utilisées pour identifier des points de référence limites (Fext et assimilés), mais ont généralement testé les valeurs associées aux points de référence traditionnels. Soit B_0 la biomasse féconde par recrue correspondant au scénario $F = 0$; on définit un point de référence $F_{X\%}$ comme la valeur du coefficient de mortalité par pêche (à diagramme d'exploitation donné, comme toujours) résultant en une BF/R égale à $X\%$ de B_0 . Noter que plus la pêche est intense, plus X est petit. Sauf dynamiques exceptionnelles, les scénarios $F = F_{MSY}$ correspondent à des BF/R gravitant autour de 35-45% de B_0 (Clark 1991 ; Mace 1994 ; Quinn & Deriso 1999). A contrario, on peut utiliser un point de référence proche de $F_{40\%}$ issu de l'analyse BF/R comme approximation de F_{MSY} quand les données manquent pour calculer ce dernier formellement (relation S-R inconnue ou incertaine) ; noter que c'est en grande partie par le même raisonnement d'équivalence que $F_{0.1}$ est admis comme approximation de F_{MSY} . Aux USA, plusieurs Conseils régionaux de gestion ont adopté **$F_{40\%}$ comme substitut à F_{MSY}** (avec, dans le cas du Conseil de la région Pacifique, une option de repli $F_{MSY} \approx 0.7 \times M$ quand les données ne permettent pas même une analyse BF/R) ; quant au point $F_{20\%}$ (voire $F_{30\%}$ pour des stocks à la biologie plus fragile) il est souvent pris comme seuil au delà duquel un stock est déclaré en surpêche. **F_{\max} correspond souvent à des valeurs de X proches de 20% (Mace & Sissenwine 1993), argument supplémentaire pour le rejeter comme substitut à F_{MSY} et le traiter comme point limite.**

Concernant les substituts basés sur Y/R ou BF/R, un rappel s'impose au sujet des données requises : leur calcul présente l'avantage pratique de ne pas nécessiter la spécification de la

¹⁸ Dans le contexte européen, le CIEM est clairement enclin à l'accepter (p.ex. CIEM 2001).

relation S-R mais, comme on l'a vu en 1.2.b, exige une estimation des mortalités par pêche aux âges, donc analyses de cohortes, donc connaissance des captures totales etc.

1.3.e. Substituts basés sur la relation S-R

Vu qu'une des principales raisons du recours à des substituts est justement l'incapacité à caractériser la relation S-R avec les données disponibles¹⁹, ces points ne sont évoqués ici que pour mémoire. Pour les espèces semelpares (qui ne se reproduisent qu'une fois avant de mourir, comme les saumons du Pacifique, de nombreux céphalopodes, ou l'anguille), il est possible de dériver les points associés à MSY directement des paramètres de la relation (p.ex. Hilborn et Walters 1992 p. 272). Par ailleurs, étant donné une relation S-R et une série de droites de remplacement correspondant à une gamme de F, on peut identifier une valeur F qui maximise le surplus de recrues, en sus du remplacement un pour un, i.e. tel que l'écart vertical entre la courbe S-R et la droite de remplacement est maximal²⁰.

1.3.f. Cas particuliers

Cette revue a été focalisée sur une interprétation littérale du MSY et des "engagements" internationaux (dont la Déclaration du SMDD). Pour des stocks présentant des dynamiques particulières, il est néanmoins possible d'envisager, et de justifier, d'autres stratégies permettant des rendements "élevés" (sinon maximaux). Ainsi, des stratégies basées sur la préservation d'une biomasse de géniteurs ("échappement") seuil avant ou à l'issue de la saison de pêche permettent parfois d'obtenir des rendements moyens, à une échelle décennale, équivalents ou supérieurs à ceux obtenus sous une stratégie F_{MSY} . Les stratégies d'échappement semblent pertinentes notamment pour certaines espèces à vie courte et forte variabilité du recrutement, i.e. pour lesquelles il est spécialement difficile de détecter une densité-dépendance dans la relation S-R. Elles sont d'usage courant pour la gestion des stocks de saumons du Pacifique (Quinn & Deriso 1999) ou encore pour la pêcherie de calmars des Falkland (Agnew et al. 2002). Elles sont également préconisées pour l'anguille européenne. Elles ont toutefois l'inconvénient intrinsèque de répercuter toute la variabilité naturelle sur les captures, alors que les pêcheurs souhaitent typiquement une stabilité de ces dernières. Si la stabilité des captures est une préoccupation dominante, une stratégie basée sur des taux de capture F modérés proches de F_{MSY} est la plus performante.

Récapitulation

Les stratégies de gestion basées sur MSY (i.e. sur les "niveaux" F_{MSY} ou B_{MSY}) visent une productivité maximale des stocks sur le long terme, et non une abondance maximale. Il s'agit donc d'une (ré)conciliation entre exploitation et conservation.

Les stratégies de gestion basées sur MSY favorisent en outre une stabilité inter-annuelle des captures. De plus, les rendements individuels étant importants, une production élevée à des coûts moindres sont un autre avantage de la gestion au MSY.

¹⁹ Sauf peut-être en faisant appel à la notion de "steepness" (Annexe 2) dont la valeur paraît assez stable au sein des diverses familles d'espèces.

²⁰ Ambiguïté dans Goodyear (1993 p. 76) sur le fait que ce F est identique à F_{MSY} ou pas.

Les points de référence associés à MSY, dans l'acception formelle, peuvent rarement être estimés avec précision (trajectoire à sens unique pour les modèles globaux, incertitudes sur la relation S-R pour les modèles analytiques).

La détermination (numérique) de MSY et des points de référence associés, y compris les substituts (proxies), est conditionnée par le diagramme d'exploitation, i.e. par la sélectivité de la pêche et/ou l'arbitrage entre différents métiers.

Il est néanmoins possible de recourir à des substituts, au moins pour situer le voisinage de MSY et indiquer la direction vers laquelle doivent porter les mesures de gestion. Si l'on recourt à des substituts, il est utile de considérer conjointement des indicateurs relatifs à la production et à la reproduction (conformément au concept même de MSY).

La littérature scientifique permet de justifier deux substituts à F_{MSY} pour la plupart des dynamiques de stocks :

$F_{40\%}$ basé sur l'analyse de la biomasse féconde par recrue
et

$F_{0.1}$ basé sur l'analyse du rendement par recrue.

Des variantes peuvent être justifiées pour des dynamiques spécifiques.

En revanche, F_{max} ne peut pas être assimilé à F_{MSY} dès lors que sa détermination ignore toute répercussion de l'exploitation sur la biomasse féconde et la reproduction.

F_{max} est supérieur à F_{MSY} pour la plupart des hypothèses sur la relation S-R.

Pour la plupart des stocks, F_{max} doit donc être considéré au mieux comme la borne supérieure du domaine acceptable pour F_{MSY} , ou une première étape vers MSY.

Dans tous les cas, il est recommandé d'exprimer les points de référence et les diagnostics en valeurs relatives ($B_{cible}/B_{courante}$ ou $F_{cible}/F_{courante}$) plutôt qu'en valeurs absolues sujettes à des problèmes d'estimation et à des révisions génératrices de controverses.

A chaque diagramme d'exploitation correspond un MSY moyen et plus la pêche est sélective, plus le MSY correspondant est élevé. Le schéma idéal, qui permettrait d'obtenir le maximum des MSY possibles, serait de ne capturer aucun individu avant l'âge critique. Ce diagramme d'exploitation idéal est hélas difficile à réaliser en pratique ; les modalités d'exploitation correspondantes restent à inventer. Il est néanmoins possible, dans la plupart des cas de modifier les modalités d'exploitation actuelles pour se rapprocher de cette situation idéale (par une amélioration de la sélectivité des engins utilisés, par des changements d'engins, par des modifications de tactiques de pêche...).

MSY et les points associés sont définis relativement à des conditions données de productivité naturelle. Une procédure de remise à jour régulière doit être prévue pour prendre en compte les éventuels changements dans l'environnement (idem pour ajuster les valeurs des points selon l'évolution des diagrammes d'exploitation).

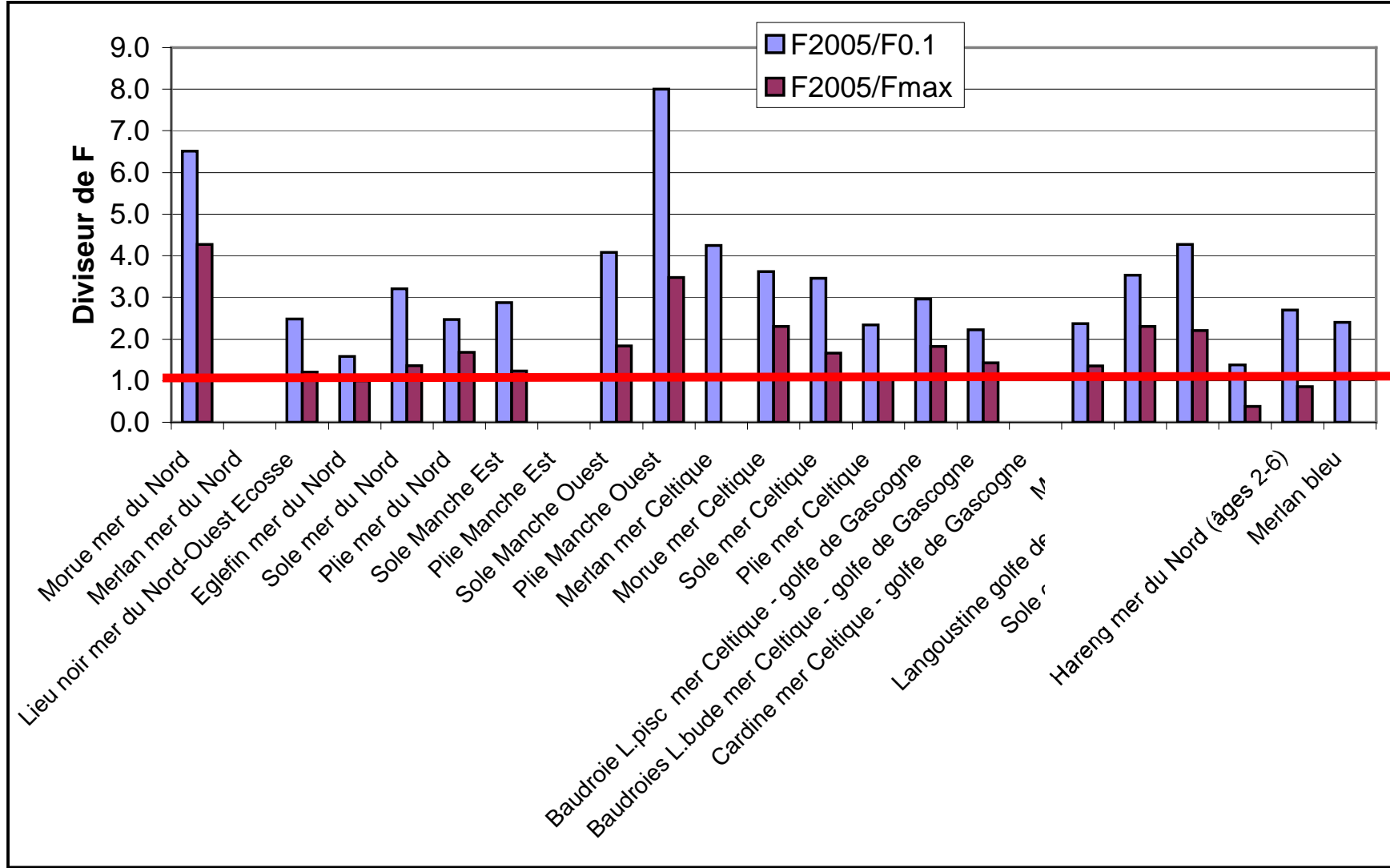
2. Diagnostic simplifié sur les pêcheries françaises

Le tableau ci-dessous donne les estimations de la mortalité par pêche en 2005 pour les principaux stocks exploités en Atlantique Nord Est et faisant l'objet d'une évaluation par le CIEM, la mortalité par pêche de précaution F_{pa} , et les valeurs estimés de F_{max} et $F_{0.1}$ (à diagramme d'exploitation constant). La dernière colonne présente le ratio entre le F_{2005} et le $F_{0.1}$, ce qui illustre le chemin qu'il reste à parcourir si $F_{0.1}$ est l'objectif retenu.

Stock	F2005	F_{pa}	F_{max}	F_{0.1}	F2005 /F_{0.1}
Morue mer du Nord	0.86	0.65	0.20	0.13	6.5
Merlan mer du Nord	N/A	0.65	N/A	0.27	N/A
Lieu noir mer du Nord-Ouest Ecosse	0.26	0.40	0.22	0.11	2.5
Eglefin mer du Nord	0.32	0.70	0.32	0.20	1.6
Sole mer du Nord	0.45	0.40	0.33	0.14	3.2
Plie mer du Nord	0.42	0.60	0.25	0.17	2.5
Sole Manche Est	0.38	0.40	0.31	0.13	2.9
Plie Manche Est	N/A	0.45	N/A	N/A	N/A
Sole Manche Ouest	0.49	0.20	0.27	0.12	4.1
Plie Manche Ouest	0.80	0.45	0.23	0.10	8.0
Merlan mer Celtique	0.68	N/A	N/A	0.16	4.3
Morue mer Celtique	0.76	0.68	0.33	0.21	3.6
Sole mer Celtique	0.45	0.37	0.27	0.13	3.5
Plie mer Celtique	0.35	N/A	0.32	0.15	2.3
Baudroie L.pisc mer Celtique - golfe de Gascogne	0.16	0.24	0.09	0.05	3.0
Baudroies L.bude mer Celtique - golfe de Gascogne	0.20	0.23	0.14	0.09	2.2
Cardine mer Celtique - golfe de Gascogne	N/A	0.30	0.27	0.16	N/A
Merlu	0.23	0.25	0.17	0.10	2.4
Langoustine golfe de Gascogne	0.46	N/A	0.20	0.13	3.5
Sole golfe de Gascogne	0.47	0.42	0.21	0.11	4.3
Maquereau	0.26	0.17	0.68	0.19	1.4
Hareng mer du Nord (âges 2-6)	0.35	0.25	0.41	0.13	2.7
Merlan bleu	0.48	0.32	N/A	0.20	2.4

Source CIEM 2006

A compléter...



3. Evaluation des modalités et conséquences de la mise en œuvre du MSY

a) simulations biologiques : exemple de la sole du golfe de Gascogne

Base des simulations : évaluation du WGSSDS06 du CIEM

La mortalité de référence est calculée sur les âges 2 à 6 (F_{2-6})

$$F_{2006} = F_{sq} = \text{moyenne } F_{2003-2005}$$

Le diagramme d'exploitation est supposé inchangé et correspond à celui des années récentes (2003-2005)

Le recrutement 2005 est la moyenne géométrique des recrutements 1993-2004 (23.0 millions âge 2).

Les recrutements 2006 et après sont donnés par une relation stock-recrutement dite en lame de rasoir : $R = R^*$ quand $SSB > B^*$, $R = (R^*/B^*) * B$ quand $SSB < B^*$, avec $R^* = GM_{93-04} = 23.0$ millions et $B^* = B_{pa} = 13\ 000t$.

Statu quo :

La courbe en bleue notée 'sq' indique une stabilité tant des débarquements que de la biomasse de géniteurs. Cette stabilité doit cependant être regardée avec circonspection puisqu'elle est en partie consécutive à l'arrivée d'un recrutement constant au fil des années, la biomasse de géniteurs étant juste au-dessus du seuil en dessous duquel le modèle les fait diminuer. Le moindre accident naturel de recrutement ou une dérive de la mortalité par pêche et ce fragile équilibre sera rompu.

Réduction de F de 10% par an à partir de 2006 :

La mortalité par pêche tombe au-dessous de F_{pa} en 2007 et la quantité de reproducteurs dépassent B_{pa} à la fin de l'année 2007 (au 1^{er} janvier 2008).

F_{max} est atteint en 2013, et il faut attendre 2020 pour que la réduction annuelle de 10% conduise à une mortalité par pêche au niveau de $F_{0.1}$.

Compte tenu de l'augmentation de la biomasse du stock (baisse de la pression de pêche et recrutement constant), les débarquements qui ont baissé de l'ordre de 5% les premières années restent relativement constants (proche de 4000 tonnes) tout au long de la baisse de la mortalité par pêche. Cette situation nécessite évidemment un encadrement strict de la pêcherie pour que l'effort de pêche sur la sole soit limité : la réduction de l'activité individuelle (pour une même capture) pouvant être une alternative à la réduction du nombre de navires.

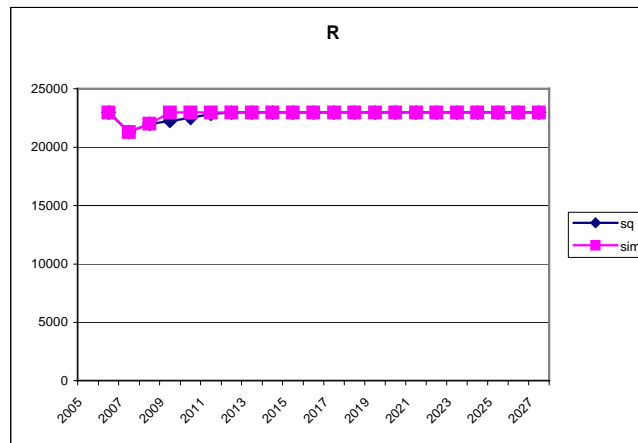
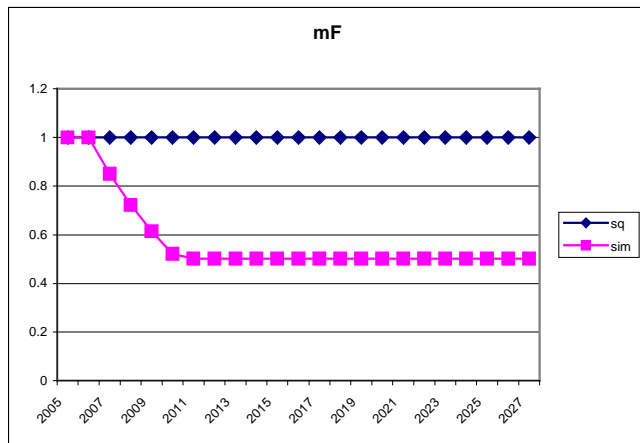
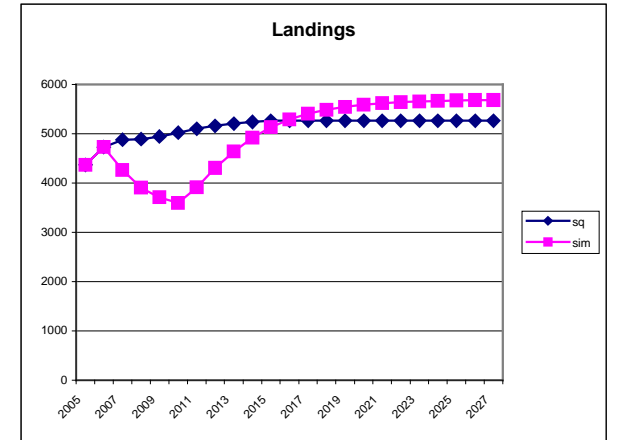
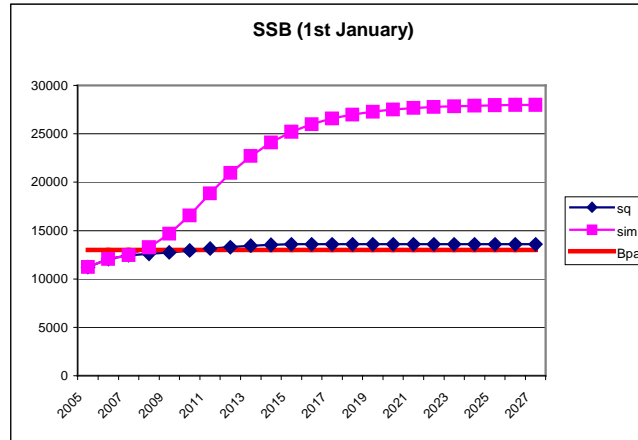
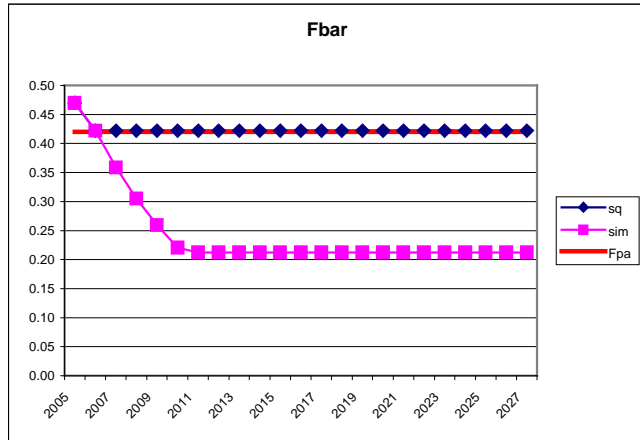
Réduction de F de 15% par an à partir de 2006 :

F_{max} est atteint en 2011 et $F_{0.1}$ en 2015.

La diminution des débarquements est un peu plus forte (-10%) les premières années, et tombent juste au dessus de 3000 tonnes en 2014.

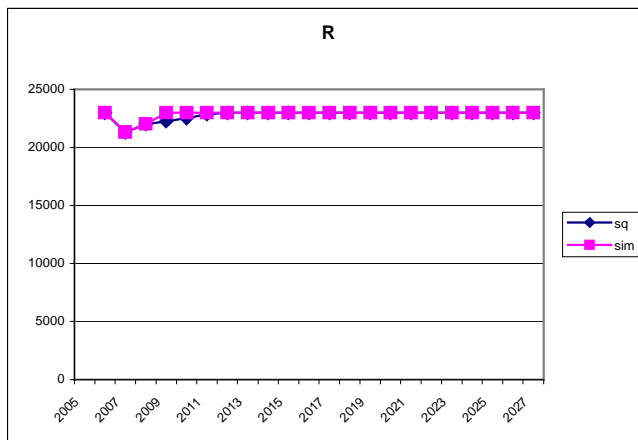
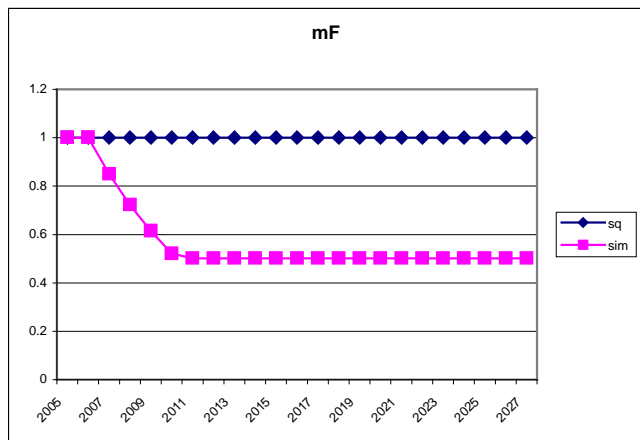
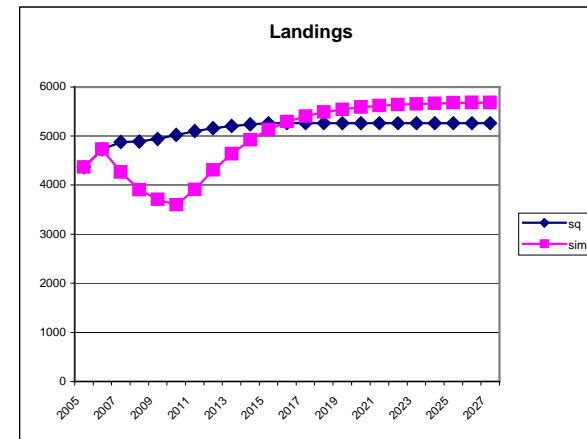
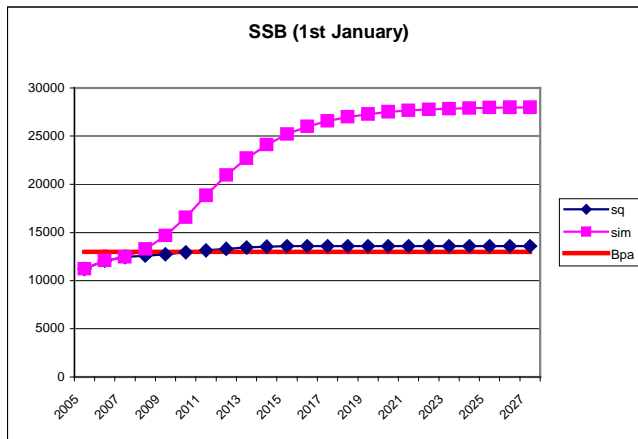
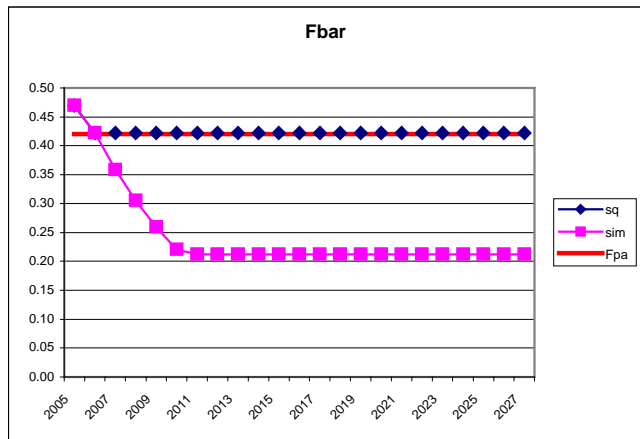
En maintenant la mortalité au niveau de $F_{35\%}$ ou $F_{0.1}$, et en supposant la constance du recrutement, les débarquements à terme seraient de l'ordre de 5000 tonnes.

Sole Villabd (SSDS06) - S-R



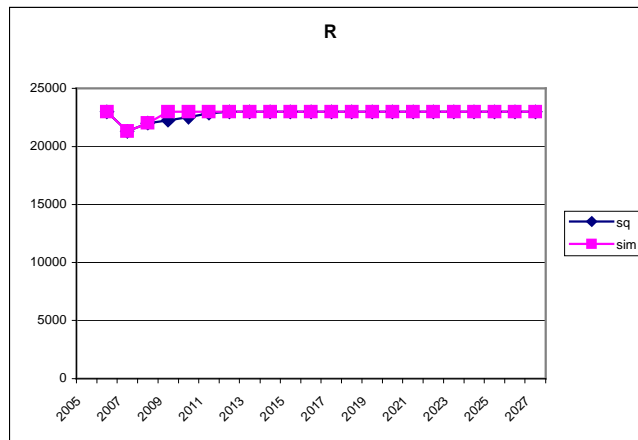
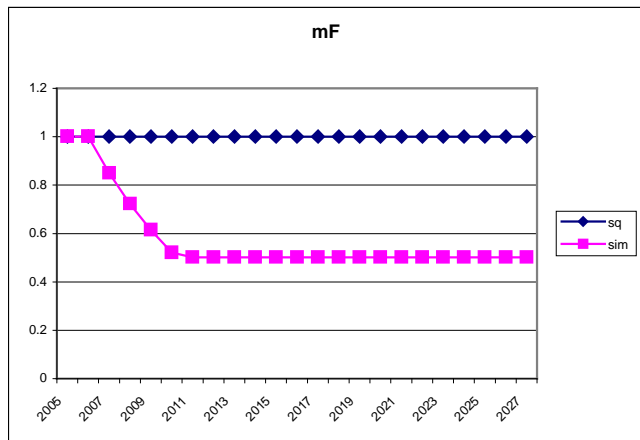
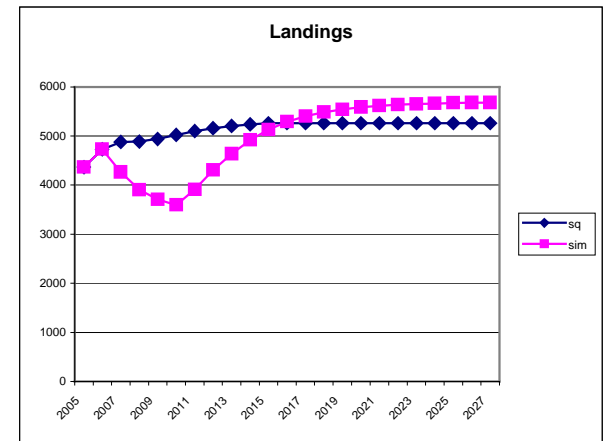
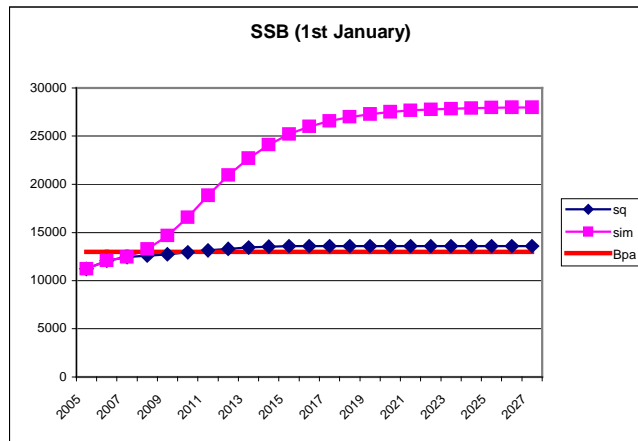
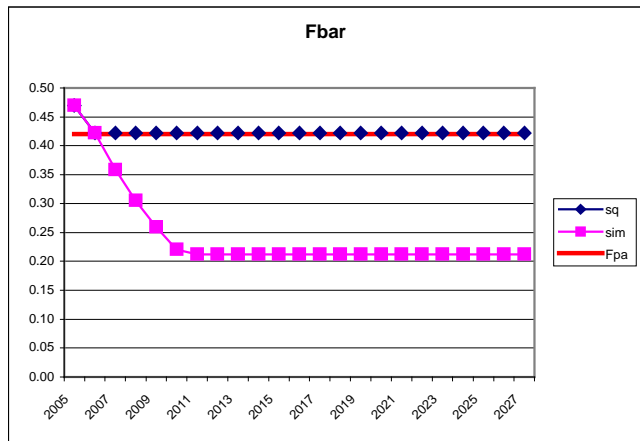
**F -10% par an
--> Fmax en 2013
puis Fmax**

Sole Villabd (SSDS06) - S-R



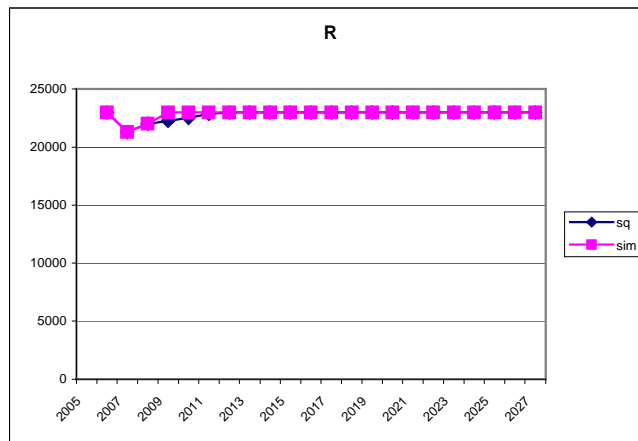
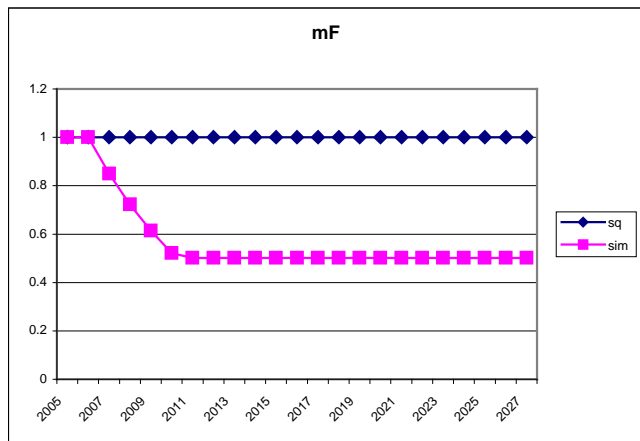
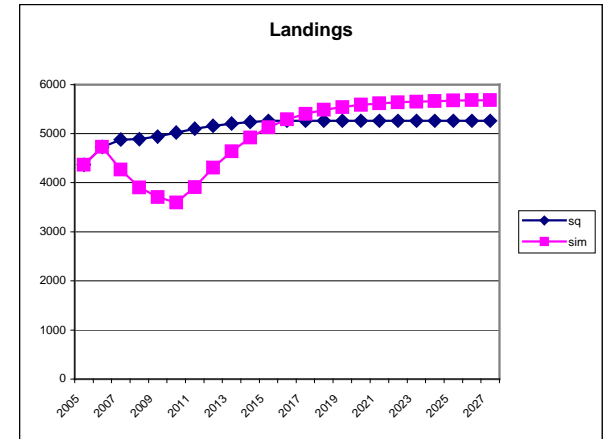
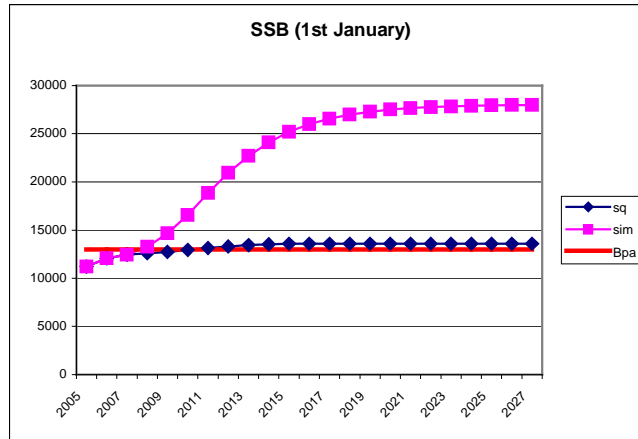
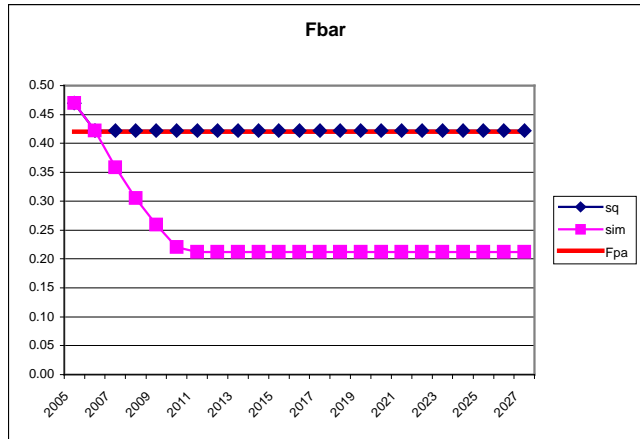
**F -10% par an
--> F0.1 en 2020
puis F0.1**

Sole Villabd (SSDS06) - S-R



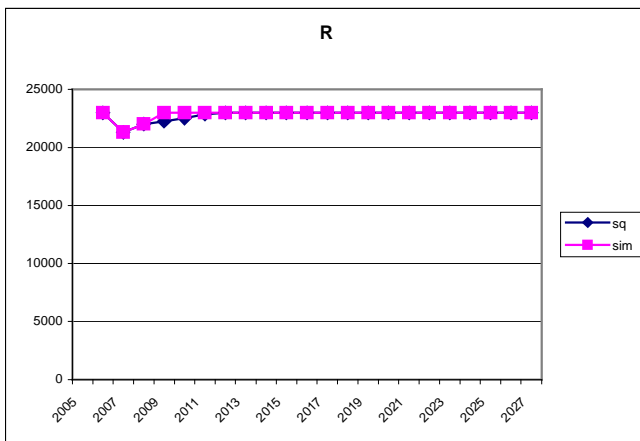
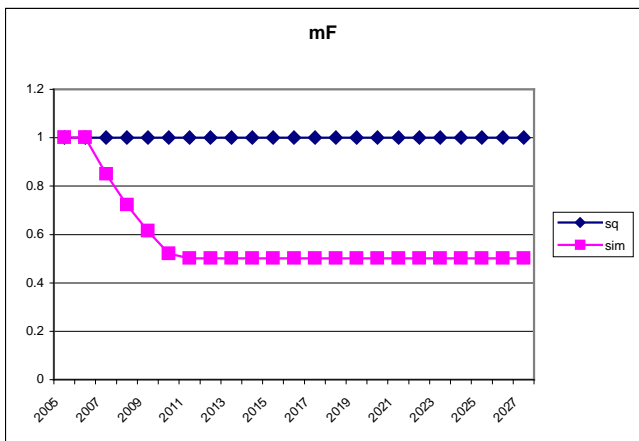
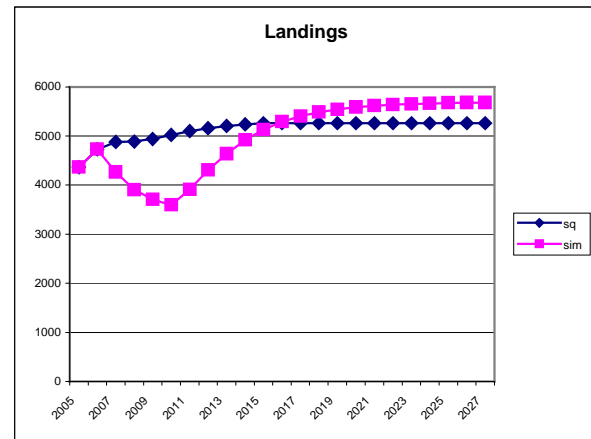
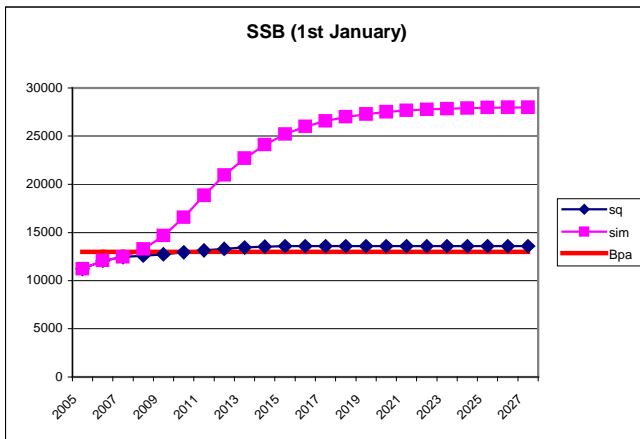
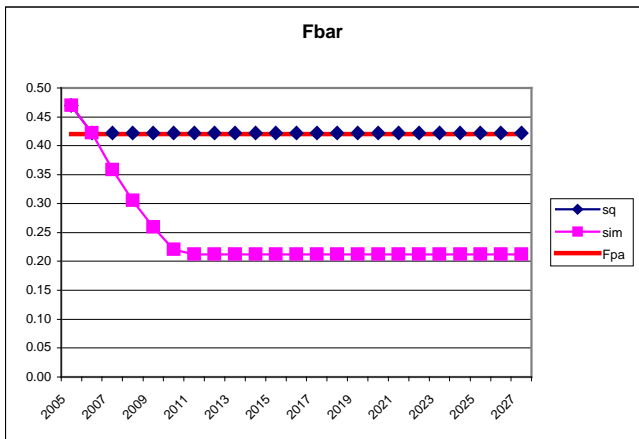
**F -10% par an
--> F35% en 2018
puis F35%**

Sole Villabd (SSDS06) - S-R



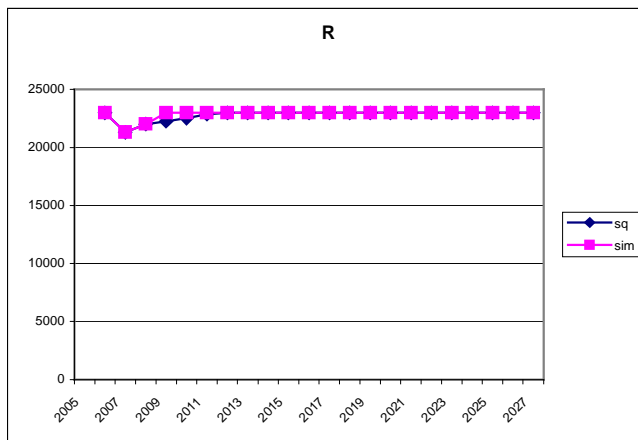
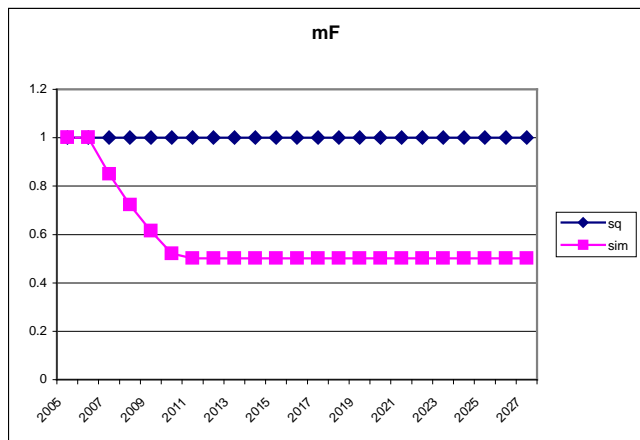
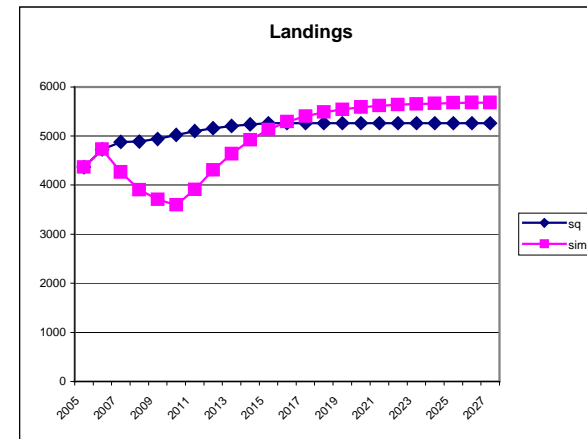
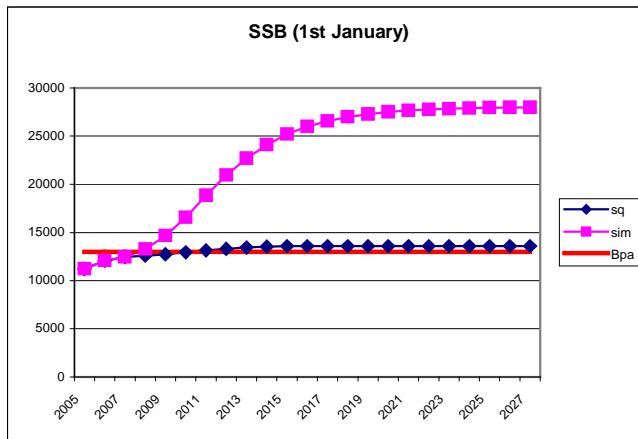
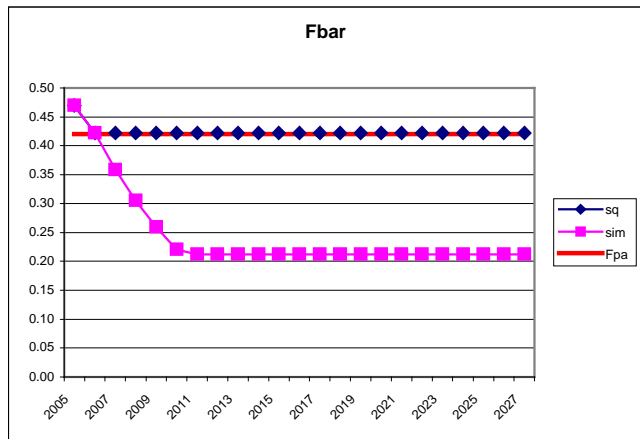
**F -15% par an
--> Fmax en 2011
puis Fmax**

Sole Villabd (SSDS06) - S-R



**F -15% par an
--> F0.1 en 2015
puis F0.1**

Sole Villabd (SSDS06) - S-R



**F -15% par an
--> F35% en 2014
puis F35%**

Références

- Agnew, D.J., J.R. Beddington & S.L. Hill. 2002. The potential use of environmental information to manage squid stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1851-1857.
- Beddington, J.R. & G.P. Kirkwood. 2005. The estimation of potential yield and stock status using life-history parameters. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 163-170.
- Caddy, J.F. & R. Mahon. 1996. Points de Référence en aménagement des pêcheries. FAO Doc. tech. pêch. 347, 101 p.
- Charnov, E.L. 1993. Life history invariants: some explorations of symmetry in evolutionary ecology. Oxford University Press, Oxford.
- CIEM. 2001. Report of the Study Group on the further development of the Precautionary Approach to fishery management, Copenhagen, 2-5 April 2001. ICES CM 2001/ACFM:11, 51 p.
- Clark, W. G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:734-750.
- Clark, W. G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. Pp. 233-246 In G. Kruse, D. M. Eggers, R. J. Marasco, C. Pautzke and T. Quinn II (eds), Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations. Alaska Sea Grant College Program, P. O. Box 755040, Fairbanks AK.
- Cordue, P.L. 2001. A note on incorporating stochastic recruitment into deterministic age structured population models. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 794-798.
- Denney, N.H., S. Jennings & J.D. Reynolds. 2002. Life-history correlates of maximum population growth rate in marine fishes. *Proc. R. Soc. Lond. (B)* 269: 2229-2237.
- Deriso, R.B. 1982. Relationship of fishing mortality to natural mortality and growth at the level of maximum sustainable yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1054-1058.
- Deriso, R.B. 1987. Optimal F_{0.1} criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 2): 339-348.
- Doubleday, W.G. 1976. Environmental fluctuations and fisheries management. *ICNAF Sel. Pap.* 1: 141-150.
- Goodyear, C.P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. pp. 67-81 *In* S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [eds.]. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120.
- Hammond, T.R. & J.R. Ellis. 2005. Bayesian assessment of Northeast Atlantic spurdog using a stock production model, with prior for intrinsic population growth rate set by demographic

methods. e-J. Northw. Atl. Fish. Sci. 35, art. 8 (<http://journal.nafo.int/35/hammond/8-hammond.html>).

Hilborn, R. & C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment – Choice, dynamics and uncertainty. Chapman & Hall, New York. 570 p.

IATTC. 2003. Report of the workshop on reference points for tunas and billfishes, La Jolla, California (USA), 27-29 October 2003. <http://www.iatcc.org/PDFFiles2/Ref%20Point%20WS%20Oct%202003%20%20Report%20ENG.pdf>

Mace, P.M. & M.P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough? In S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [eds.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 101-118.

Mace, P.M. & M.P. Sissenwine. 2002. Coping with uncertainty: evolution of the relationship between science and management. P. 9-28 in J.M. Berkson, L.L. Kline & D.J. Orth, editors. Incorporating uncertainty into fishery models. American Fishery Society, Symposium 27, Bethesda, Maryland.

Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of maximum sustainable yield. Fish and Fisheries 3: 251-260.

McAllister, M.K., E.K. Pikitch & E.A. Babcock. 2000. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1871-1890.

Myers, R.A., A.A. Rosenberg, P.M. Mace, N. Barrowman, and V.R. Restrepo. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. ICES Journal of Marine Science 51:191-205.

Powers, J.E. 2005. Maximum sustainable yield and bycatch minimization "to the extent practicable". North Am. J. Fish. Manag. 25: 785-790.

Punt, A.E. & R. Hilborn. 1996. Biomass dynamic models. User's manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries), 10. Rome, FAO. 62 p.

Punt, A.E. & A.D.M. Smith. 2001. The gospel of maximum sustainable yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. P. 41-66 in J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford & J.G. Robinson, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge University Press, Cambridge.

Quinn, T.J. II & J.S. Collie. 2005. Sustainability in single-species population models. Phil. Trans. R. Soc. B 360: 147-162.

Quinn, T.J. II & R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York. 542 p.

Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull. 1: 25-56.

Schaefer, M.B. 1957. Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of the commercial marine fisheries. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 14(5): 669-681.

Sissenwine, M. P. and J. G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 913 - 918.

Thompson, G. G. 1992. Management advice from a simple dynamic pool model. *Fish. Bull. U.S.* 90: 552-560.

Thompson, G. G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. In S. J. Smith, J. J. Hunt, and D. Rivard (editors), *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*, p. 303-320. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120.

Williams, E.H. & K.W. Shertzer. 2003. Implications of life-history invariants for biological reference points used in fishery management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 710-720.

ANNEXES

Annexe 1

Quelques repères historiques sur la notion de Rendement Maximum Soutenable (RMS / MSY)

Sans prétendre à l'exhaustivité²¹, ces notes visent à situer quelques étapes du parcours de la notion de MSY à la fois dans le champ scientifique et dans le champ politique.

Le fait que le surplus de production d'un stock disponible à la pêche passe par un maximum pour une valeur intermédiaire de la pression de pêche (effort ou mortalité) est établi depuis la fin du XIX^{ème} siècle, à la suite des travaux de Petersen (1894, 1903), Baranov (1918), Russel (1931, 1939 "maximum steady yield"), Hjort et coll. ("optimum catch" 1933), Thompson et Bell (1934), Graham (1935, 1939, 1952). Il est difficile de dater précisément l'apparition du terme "maximum sustainable yield", au sens où il est entendu aujourd'hui avec les deux processus de production et de reproduction, dans la littérature scientifique : la notion est centrale dans deux articles de Schaefer en 1954, mais Beverton et Holt (1957) n'utilisent pas ce terme dans leur "bible" (même dans leur exemple de modèle auto-régénérant).

Quelques extraits des articles présentés à une conférence technique de l'ONU en 1955 (préparant la première Conférence sur le Droit de la Mer, Genève 1958) témoignent que la notion a été adoptée par le monde politique dès le milieu du XX^{ème} siècle. Après avoir cité la déclaration d'un directeur du Fish and Wildlife Service en 1945 ("*The purpose of the conservation programme of the Government of the United States of America is to insure a maximum sustained yield from our natural resources*"), Graham concluait : "*In the Old World [governments] have not as yet made any explicit choice among the possible qualities of the fishery – annual yield, catch per unit effort and average size of fish – but in the New World, the choice of maximum yield has been explicit in all recent international conventions*" (ONU 1956, p.11). Et deux officiels nord-américains donnaient cette définition de la conservation dans leur glossaire : "*Conservation : Control of man's fishing activities in such a way as to produce the maximum sustainable yield of fishery products in the form most useful to man*". Schaefer (1957) rappelle que cette conférence, à laquelle participaient les représentants de 45 nations, avait décidé : "*The principal objective of conservation of the living resources of the sea is to obtain the optimum sustainable yield so as to secure a maximum supply of food and other marine products*"²². Autrement dit, pour les gens de l'époque, conservation et MSY allaient de pair.

Comme on le verra avec les autres grands-messes internationales qui suivront, il est difficile d'apprécier si les hautes autorités politiques ont bien perçu les contraintes requises pour atteindre MSY ou s'ils ont simplement été leurrés par l'idée de la plus grosse capture possible dans l'immédiat, toujours est-il que l'objectif MSY a été inscrit dans plusieurs conventions évoquées par Graham, dont la Convention IATTC de 1949 :

"The United States of America and the Republic of Costa Rica considering their mutual interest in maintaining the populations of yellowfin and skipjack tuna and of other kinds of fish taken by tuna fishing vessels in the eastern Pacific Ocean which by reason of continued use have come to be of common concern and desiring to cooperate in the gathering and interpretation of factual information to facilitate

²¹ Plus complète, la revue de Parsons (1993, Chap. 4) mérite lecture.

²² Termes repris dans la Convention sur la pêche et la conservation des ressources vivantes de la haute mer, un des Actes de la première UNCLOS, Genève, avril 1958.

maintaining the populations of these fishes at a level which will permit maximum sustained catches year after year, have agreed to conclude a Convention for these purposes ..." (préambule) ;

la Convention internationale pour les pêcheries de l'Atlantique Nord-Ouest (ICNAF / OPANO), également en 1949 :

"The Governments whose duly authorized representatives have subscribed hereto, sharing a substantial interest in the conservation of the fishery resources of the Northwest Atlantic Ocean, have resolved to conclude a convention for the investigation, protection and conservation of the fisheries of the Northwest Atlantic Ocean, in order to make possible the maintenance of a maximum sustained catch from those fisheries and to that end have, through their duly authorized representatives, agreed as follows: ..." (préambule)²³

Article VIII :

"1. The Commission may, on the recommendations of one or more Panels, and on the basis of scientific investigations, transmit to the Depositary Government proposals, for joint action by the Contracting Governments, designed to keep the stocks of those species of fish which support international fisheries in the Convention area at a level permitting the maximum sustained catch by the application, with respect to such species of fish, of one or more of the following measures:

- (a) establishing open and closed seasons;*
- (b) closing to fishing such portions of a sub-area as the Panel concerned finds to be a spawning area or to be populated by small or immature fish;*
- (c) establishing size limits for any species;*
- (d) prescribing the fishing gear and appliances the use of which is prohibited;*
- (e) prescribing an over-all catch limit for any species of fish."*²⁴ ;

et plus tard la Convention pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (ICCAT / CICTA) en 1966 :

"Les gouvernements dont les représentants dûment autorisés ont souscrit la présente Convention, considérant l'intérêt que présentent pour eux les populations de thonidés de l'Océan Atlantique, et désireux de collaborer au maintien de ces populations à des niveaux permettant un rendement maximal soutenu²⁵ à des fins alimentaires et autres, ..." (préambule)

Article IV, § 2 :

"La mise en œuvre des dispositions du paragraphe 1 du présent article comporte:

- (a) ...*
- (b) l'étude et l'évaluation des renseignements relatifs aux mesures et méthodes visant à maintenir, dans la zone de la Convention, les populations de thonidés à des niveaux permettant un rendement maximal soutenu et compatible avec une exploitation efficace de ces ressources²⁶;"*

Dans ce contexte, il faut citer l'exception que constitue la convention applicable en Atlantique Nord-Est (1946), connue sous le nom de "Overfishing Convention" ou "Convention

²³ Objectif abandonné au début des années 1970 en faveur de "utilisation optimale", sans définition.

²⁴ <http://www.intfish.net/treaties/icnaf.htm> ; la clause e) permettait de définir un TAC global, mais n'autorisait pas l'ICNAF à l'allouer en quotas. Ceci fut possible après une révision de la Convention en 1971.

²⁵ "maximum sustainable catch" dans la version en anglais.

²⁶ "... at levels which will permit the maximum sustainable catch and which will ensure the effective exploitation of these fishes in a manner consistent with this catch" ; il y a plus qu'une nuance entre les versions en français et en anglais.

internationale sur les pêches de Londres", mais dont l'intitulé officiel est "Convention for the Regulation of Meshes of Fishing Nets and the Size Limits of Fish" faisant suite à une convention du même nom signée en 1937 mais jamais mise en oeuvre du fait de la guerre. Non seulement, comme le déplorait Graham dans l'article évoqué supra, cette convention ne mentionnait pas d'objectif, mais surtout elle se paralysait en restreignant son champ aux seules mesures dites techniques. Dès sa mise en œuvre, en 1954, il était évident que ces mesures étaient insuffisantes pour redresser une situation qui se dégradait, mais plusieurs délégations ont refusé l'introduction d'autres mesures dès lors que la lettre de la convention ne l'avait pas prévue. Lucas (in ONU 1956, p. 176) regrettait²⁷ : *"Clearly, the only thing to do was for all to agree on the narrower interpretation, although the representatives of most countries recognised that these two types of regulation alone could not afford anything like the maximum benefit to the North Sea fisheries. This could only be achieved by measures directed towards ensuring the maximum yield securable, at fishing rates which would be economic to all concerned. The present convention does not allow for such control either of yield or effort, but a new convention or a suitably amended one could do so, subject to safeguards"*.

La convention de 1946 a été remplacée par la Convention sur les Pêches du Nord-Est Atlantique (1959, en vigueur en 1963) qui établissait la NEAFC avec ce préambule : *"Desiring to ensure the conservation of fish stocks and the rational exploitation of the fisheries of the North-East Atlantic Ocean and adjacent waters ..."*, mais sans spécifier de critère pour "conservation" ni pour "rational"²⁸. Devenue caduque à la suite de l'extension des ZEE, cette convention a été remplacée par la Convention sur la Future Coopération Multilatérale dans les Pêches du Nord-Est Atlantique (1980, en vigueur en 1982) qui ré-institue la NEAFC²⁹ avec ce préambule : *"Desiring to promote the conservation and optimum utilisation of the fishery resources of the North-East Atlantic area within a framework appropriate to the regime of extended coastal state jurisdiction over fisheries, and accordingly to encourage international co-operation and consultation with respect to these resources ..."* mais, là encore, sans spécifier de critère pour "conservation" ni pour "optimum".

Du temps où le CIEM servait de conseil scientifique à la NEAFC première manière via son Comité de Liaison (ancêtre de l'ACFM), il avait convoqué un groupe ad hoc mandaté pour passer en revue les objectifs de gestion. Une revue critique de la notion de MSY a occupé une bonne part de ses travaux et les quelques citations ci-dessous (CIEM 1976) donnent une bonne idée de la perspicacité de "nos anciens" :

*"The main finding ... was that the simple MSY-concept as used up till now in the NEAFC area does not incorporate all of the vital processes particular to fish resources. Various conditional qualifications must be added if it should serve as an adequate and generally acceptable management objective. The most important ... concerns the relationship between **spawning stock and recruitment**, and the **exploitation pattern**. But there are also other and perhaps more secondary objectives which cannot be discounted in a sound and rational resource utilisation such as keeping the exploitable stock at a sufficiently high level to*

²⁷ Noter aussi son commentaire : "The minimum size limits of the fish themselves have no value in conservation", Ibid. p. 173.

²⁸ Les regrets de Lucas semblent avoir été entendus, puisque cette convention prévoyait, outre des mesures techniques, des mesures portant sur les captures ou l'effort de pêche. Les "recommandations" de la NEAFC pouvaient être adoptées à la majorité des 2/3, au lieu de l'unanimité précédemment, mais avec des clauses d'objection permettant aux parties de se délier.

²⁹ Sa compétence est essentiellement limitée aux eaux hors ZEE ; les Etats membres de l'UE sont représentés par la Communauté avec un seul droit de vote ; les clauses de dédit ou d'objection laissent peu de doute sur l'incapacité de cette institution. cf. <http://www.intfish.net/treaties/neaft.htm>

dampen, as far as possible, the fluctuations caused by year to year variations in recruitment, and avoid unnecessary harvesting costs."

...

*"There are, therefore considerable dangers in assuming that the fishing mortality rate which gives the greatest yield, on a yield per recruit basis, will also give the maximum sustainable yield in absolute terms. The prime danger is the assumption that recruitment is independent of parent stock. Because of the innate variability of year class strength, the true relationship between recruitment and stock may be masked. ... Even in yield per recruit curves with a clearly defined maximum there is a danger of stock depletion by fishing at F_{max} , especially if the age at first capture is low. Therefore there are inherent dangers in using F_{max} as a reference point in stock management unless the effect of that exploitation rate, and –pattern, on the size, and on the age structure, of the stock on a long-term basis is also considered. ... [F]ishing at an F_{max} which would not result in stock depletion, under the assumption of stable recruitment, can do so if recruitment to that stock has, because of natural causes, been low in several successive years. It may be advisable in these circumstances to adopt a fishing mortality rate **considerably below** that corresponding to F_{max} to ensure that the spawning stock is not reduced to a level where recruitment may decline because of stock depletion."*

Les définitions ci-dessous tirées de leur glossaire méritent d'être rappelées :

*" Maximum sustainable yield : this is the maximum **average** yield that can be obtained using the best possible combination of fishing effort **and exploitation pattern**. This term has also been used for what is termed conditional sustainable yield below.*

*Conditional sustainable yield : this is the maximum **average** yield that can be obtained **for a specified exploitation pattern**."*

car elles soulignent deux points importants : MSY est une notion dynamique, que l'on peut estimer au mieux en moyenne ("*average yield*"), et sa valeur est conditionnée par le diagramme d'exploitation en vigueur ou envisagé.

Au cours des années 1970, on a assisté à une chute de popularité de la référence MSY, en partie due aux critiques provenant du monde scientifique (Roedel 1975, CIEM supra) dont la fameuse épitaphe de Larkin (1977). Les principaux arguments avancés sont que : MSY est trop élevé, entraînant des risques sur le recrutement, la diversité génétique ou l'existence des sous-populations les moins productives ; il est impossible de l'obtenir dans des pêcheries composites ; il ne correspond pas à un optimum économique ou social et n'empêche pas la dérive vers des profits nuls dans les pêcheries à accès libre. Les plus vives objections émanaient des économistes. La dégradation des stocks dans des régions où MSY était affiché comme objectif de gestion n'a pas amélioré son image, mais cela tient au fait que, d'une part les actes n'ont pas suivi les intentions, et que d'autre part la valeur de référence utilisée en pratique a plus souvent été le proxy F_{max} , ignorant l'effet recrutement, que le vrai F_{MSY} . Ainsi, Anderson (1998) rappelle que, en 1975, la Commission ICNAF a demandé à son comité scientifique (STACRES) de considérer des taux d'exploitation inférieurs à F_{MSY} en vue de promouvoir une plus grande stabilité des stocks et des captures ; la réponse du STACRES a été de formuler ses avis sur la base de $F_{0.1}$ au lieu de F_{max} , ce qui tend à indiquer que la distinction F_{max} - F_{MSY} n'était pas faite. Toujours est-il que la référence à l'objectif MSY a disparu de la Convention établissant la NAFO (1978, 1980) en remplacement de l'ICNAF ("*The Contracting Parties agree to establish and maintain an international organization whose object shall be to contribute through consultation and cooperation to the optimum utilization, rational management and conservation of the fishery resources of the Convention Area. This organization shall be known as the Northwest Atlantic Fisheries Organization, ... Article II.1*), sans que les termes "optimum", "rational" ou "conservation" ne soient

explicitement définis. Anderson (1998) souligne par ailleurs l'insistance de la Communauté Européenne en 1985 pour que les TAC décidés par la NAFO soient basés sur F_{\max} plutôt que sur le critère $F_{0.1}$ qui demeurerait comme legs de l'ICNAF.

Paradoxalement, les Etats-Unis développaient dans le même temps leur propre législation aboutissant au Magnuson Fishery Conservation and Management Act (MFCMA, 1976). Cette loi obligeait à mettre en place, pour toutes les pêcheries sous juridiction fédérale (3-200 MN), des plans de gestion visant à atteindre et à maintenir une production optimum, cette dernière étant définie ainsi : "*The term "optimum", with respect to the yield from a fishery, means the **amount of fish** which ... is prescribed as such on the basis of the **maximum sustainable yield** from the fishery, **as modified** by any relevant economic, social, or ecological factor;*".³⁰

De son côté, le Canada publie en 1976 un document de politique générale dans lequel le principe de gestion cesse d'être la maximisation de la capture soutenable mais "*the best use of society's resources*" défini comme la somme des bénéfices sociétaux nets, tout en rappelant de temps à autres son attachement au critère $F_{0.1}$ hérité de la période ICNAF ("*This is the closest Canada has come to an explicit replacement for MSY*", Parsons 1993), du moins pour les pêcheries Atlantiques, le tout dans une histoire fort chaotique relatée par Parsons.

Les débats scientifiques sur la validité du critère MSY n'empêchent pas sa réapparition dans la Convention sur le Droit de la Mer (Montego Bay, 1982) qui spécifie à l'Article 61.3:

"Ces mesures visent aussi à maintenir ou rétablir les stocks des espèces exploitées à des niveaux qui assurent le rendement constant maximum³¹, eu égard aux facteurs écologiques et économiques pertinents, y compris les besoins économiques des collectivités côtières vivant de la pêche et les besoins particuliers des Etats en développement, et compte tenu des méthodes en matière de pêche³², de l'interdépendance des stocks et de toutes normes minimales internationales généralement recommandées au plan sous-régional, régional ou mondial."

Nouvelle mention, 10 ans après, dans l'Agenda 21 adopté par la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED, "Sommet de la Terre", Rio de Janeiro, 1992) aussi bien dans l'article consacré à la haute mer :

"17.46. Les Etats s'engagent à protéger et exploiter durablement les ressources biologiques de la haute mer. A cet effet, il y a lieu :

a) ...

b) De maintenir ou de rétablir les stocks des espèces exploitées à des niveaux qui assurent le rendement constant maximal, eu égard aux facteurs écologiques et économiques pertinents et compte tenu de l'interdépendance des espèces ;"

que dans celui consacré aux stocks sous juridiction nationale :

"17.74. Les Etats s'engagent à assurer la conservation et l'utilisation durable des ressources biologiques marines relevant de leur juridiction nationale. A cette fin, il faut :

...

c) Maintenir ou reconstituer les populations d'espèces marines aux niveaux susceptibles d'assurer le rendement durable maximum compatible avec les facteurs

³⁰ "In practice, optimum yield is what the managers say it is", Président du New England Fishery Management Council cité par Parsons (1993).

³¹ "at levels which can produce the maximum sustainable yield" dans la version en anglais.

³² "and taking into account fishing patterns" dans la version en anglais, i.e. la dépendance des estimations de MSY au digramme d'exploitation est bien identifiée.

*écologiques et économiques pertinents, compte tenu des liens qui existent entre les espèces ;"*³³

où l'on notera une variante inédite ("durable") dans le libellé en français, probablement imputable au traducteur : les versions en anglais se lisent "*maximum sustainable yield*" dans les deux cas.

La prochaine étape repérée est l'Accord "sur les stocks chevauchants" (titre abrégé), conclu en application de la Convention de Montego Bay et avec référence à l'Agenda 21, signé en 1995 après de longues négociations. L'Article 5 ("Principes généraux") stipule :

In order to conserve and manage straddling fish stocks and highly migratory fish stocks, coastal States and States fishing on the high seas shall, in giving effect to their duty to cooperate in accordance with the Convention:

(a) adopt measures to ensure long-term sustainability of straddling fish stocks and highly migratory fish stocks and promote the objective of their optimum utilization;

*(b) ensure that such measures are based on the best scientific evidence available and are designed to **maintain or restore stocks at levels capable of producing maximum sustainable yield**, as qualified by relevant environmental and economic factors, including the special requirements of developing States, and taking into account fishing patterns, the interdependence of stocks and any generally recommended international minimum standards, whether subregional, regional or global;*

(c) apply the precautionary approach in accordance with article 6;

..."

Ce texte a donné lieu à de nombreuses controverses, notamment sur la pertinence pour les stocks des ZEE de la définition de l'approche de précaution (pourtant clairement prévue à l'article 1), et surtout sur le statut de F_{msy} défini comme point limite en fin d'Annexe II :

*"7. The fishing mortality rate which generates maximum sustainable yield should be regarded as a **minimum standard for limit reference points**. For stocks which are not over-fished, fishery management strategies shall ensure that fishing mortality does not exceed that which corresponds to maximum sustainable yield, and that the biomass does not fall below a pre-defined threshold. For over-fished stocks, the biomass which would produce maximum sustainable yield can serve as a rebuilding target."*

Le fait qu'un point de référence cible pour la gestion assurant la soutenabilité doive être inférieur à MSY ou F_{MSY} (surtout quand l'estimateur est de fait F_{max}) est cohérent avec la vision des scientifiques depuis Larkin (1977), mais on ne trouve guère de publication de l'époque, dans la littérature primaire, qui préconise de le traiter comme limite (ceci n'arrivera que plus tard et assez rarement) ; ce n'est, par exemple, pas le cas des nombreuses contributions dans Smith et al. (1993) ni de Mace (1994) qui évalue des points de référence compatibles avec des captures MSY en moyenne (donc ça reste un objectif) et avec un risque acceptable pour le stock. Ce n'est pas non plus une terminologie utilisée par le CIEM (Serchuck & Grainger 1992), où la notion de MBAL (prémisse de l'approche de précaution) reste indicative plutôt que normative : "[MBAL] may be useful in providing managers with an indication of a lower level of spawning stock above which the stocks should, in so far as possible, be maintained." (Ibid.). La vision de MSY comme norme minimum pour les points limite est en revanche plaidée par Garcia (1995) dans un document de travail à la Consultation technique de Lysekil (juin 1995), s'inspirant d'un groupe de travail préparatoire à la

³³ Agenda 21, Chapitre 17 (A/CONF.151/26/Rev.1) ; <http://www.un.org/french/events/rio92/agenda21/index.html>

Conférence sur les stocks chevauchants ; néanmoins, cette position n'est pas reprise dans le rapport de la Consultation (FAO 1995) où Fmsy continue d'être traité comme cible (e.g., Vol. 1, p.9).

En octobre 1995, le Code de Conduite pour une Pêche Responsable a été adopté par la Conférence de la FAO dans la foulée de l'Accord. MSY réapparaît au chapitre "Objectifs de l'aménagement" :

"7.2.1. Reconnaissant que l'utilisation durable à long terme des ressources halieutiques constitue l'objectif principal de la conservation et de l'aménagement, les Etats ... devraient, entre autres, adopter des mesures ... qui soient conçues pour maintenir ou rétablir les stocks à des niveaux capables de produire leur rendement constant maximal ..."

mais aucune mention n'est faite de son statut de point limite. Bizarrement, deux textes négociés concurremment lui donnent l'un un statut de point limite à éviter, l'autre un statut d'objectif. L'Accord, qui oblige les parties, prévaut-il sur le Code qui est facultatif ? ou, comme le prétend la CE (NAFO 2000), l'Annexe II n'est-elle que des "guidelines" ?

En 1996, aux Etats-Unis, le Magnuson Act de 1976 est sensiblement remanié, avec l'intégration du Sustainable Fisheries Act (qui endosse l'approche de précaution), pour devenir le Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. Superficiellement, les attendus ressemblent de très près à ceux du MFCMA évoqués plus haut :

"(b) PURPOSES.--It is therefore declared to be the purposes of the Congress in this Act--

(4) to provide for the preparation and implementation, in accordance with national standards, of fishery management plans which will achieve and maintain, on a continuing basis, the optimum yield from each fishery;

(28) The term "optimum", with respect to the yield from a fishery, means the amount of fish which--

(A) will provide the greatest overall benefit to the Nation, particularly with respect to food production and recreational opportunities, and taking into account the protection of marine ecosystems;

(B) is prescribed as such on the basis of the maximum sustainable yield from the fishery, as reduced by any relevant economic, social, or ecological factor; and

(C) in the case of an overfished fishery, provides for rebuilding to a level consistent with producing the maximum sustainable yield in such fishery.

*(29) The terms "overfishing" and "overfished" mean a rate or level of fishing mortality that jeopardizes the capacity of a fishery to produce the **maximum sustainable yield on a continuing basis.**"*

mais un changement apparemment sibyllin, au paragraphe 28.B, laisse nombre d'observateurs perplexes³⁴ : la clause "*as modified ...*" a été remplacée par "*as reduced ...*", apparemment

³⁴ "Whether the US Congress ever intended that this one-word change would be interpreted to mean that fishing mortality rates should never exceed Fmsy ... or whether they understood the consequences, is currently a matter of debate ..." (Mace 2001)

pour mettre la loi en conformité avec l'Annexe II de l'Accord sur les stocks chevauchants, et le statut de point limite³⁵.

La mise en musique du Magnuson-Stevens Act a mobilisé de nombreuses personnes tant du côté administratif (approbation des plans de gestion par le NMFS³⁶), que du côté scientifique (définition des critères de surexploitation, évaluation des substituts à Fmsy pour tous les stocks, etc. ; cf. Rosenberg et al. 1996, ou Restrepo 1999). La tendance lourde côté scientifique reste de privilégier des points de référence basés sur les biomasses de géniteurs et le recrutement, i.e. d'insister sur les capacités des stocks à produire le MSY plutôt que sur la production capturée.

Toujours dans les années 1990, on peut évoquer la dynamique originale qui s'est développée en Australie à la suite d'un document de politique générale publié par le gouvernement en 1989. Il n'a pas été possible d'accéder au texte de deux lois (Fisheries Management Act et Fisheries Administration Act) promulguées en 1991, mais une revue publiée en 2003³⁷ permet d'en identifier les grandes lignes. Clairement, c'est une ligne libérale pure et dure qui est affichée : les objectifs assignés à l'agence indépendante (Australian Fisheries Management Authority, AFMA) sont de maximiser l'efficacité économique et les profits ("*TACs consistent with maximum economic yield would need to be set*"), en cohérence avec un développement écologiquement soutenable et en appliquant le principe de précaution. MSY reste toutefois utilisé comme référence pour classer les stocks en surexploités ou pleinement exploités mais, pour les objectifs, l'accent est mis sur le MEY : "*Maximum economic yield, which will be reached well before the point of maximum sustainable yield, is an appropriate target for fisheries management*". La revue rappelle toutefois : "*... good decision making in fisheries management is based on the paramount need to ensure the long-term biological sustainability of fish stocks. Biological considerations will continue to be given precedence over short-term considerations to ensure the long-term sustainability of fish stocks for the benefits of all Australians.*"

En Nouvelle Zélande, dans un contexte politique similaire (les deux pays se sont fait les champions des agences de gestion indépendantes, du paiement des coûts d'expertise et de gestion par les usagers, des QIT), le Fisheries Act de 1996³⁸ fixe un objectif général de soutenabilité (Art. 8) :

8. *Purpose* —

(1) *The purpose of this Act is to provide for the utilisation of fisheries resources while ensuring sustainability.*

(2) *In this Act, "Ensuring sustainability" means:*

(a) *Maintaining the potential of fisheries resources to meet the reasonably foreseeable needs of future generations; and*

(b) *Avoiding, remedying, or mitigating any adverse effects of fishing on the aquatic environment;*

"Utilisation" means conserving, using, enhancing, and developing fisheries resources to enable people to provide for their social, economic, and cultural wellbeing.

en accord avec des principes écologiques :

9. *Environmental principles* —

³⁵ Le Magnuson-Stevens Act a été re-confirmé pour 10 ans en février 2005. Pour autant que le texte disponible sur le site du NMFS, d'où l'extrait a été copié en mars 2006, soit à jour, "*as reduced*" est demeuré dans la loi.

³⁶ Le circuit assez complexe est décrit p.ex. par Hennessey & Healey (2000).

³⁷ "Looking to the future: a review of Commonwealth fisheries policy", disponible sur <http://www.affa.gov.au>

³⁸ Sous réserve des nombreux amendements votés depuis, qui n'ont pu être consultés.

All persons exercising or performing functions, duties, or powers under this Act, in relation to the utilisation of fisheries resources or ensuring sustainability, shall take into account the following environmental principles:

- (a) Associated or dependent species should be maintained above a level that ensures their long-term viability;*
- (b) Biological diversity of the aquatic environment should be maintained;*
- (c) Habitat of particular significance for fisheries management should be protected.*

MSY est toutefois abondamment évoqué dans un article technique sur la fixation des TAC :

13. Total allowable catch —

(1) ...

(2) The Minister shall set a total allowable catch that:

*(a) Maintains the stock at or above a level that can produce the **maximum sustainable yield**, having regard to the interdependence of stocks; or*

(b) Enables the level of any stock whose current level is below that which can produce the maximum sustainable yield to be altered:

(i) In a way and at a rate that will result in the stock being restored to or above a level that can produce the maximum sustainable yield, having regard to the interdependence of stocks; and

(ii) Within a period appropriate to the stock, having regard to the biological characteristics of the stock and any environmental conditions affecting the stock; or

(c) Enables the level of any stock whose current level is above that which can produce the maximum sustainable yield to be altered in a way and at a rate that will result in the stock moving towards or above a level that can produce the maximum sustainable yield, having regard to the interdependence of stocks.

(3) In considering the way in which and rate at which a stock is moved towards or above a level that can produce maximum sustainable yield under paragraph (b) or paragraph (c) of subsection (2) of this section, the Minister shall have regard to such social, cultural, and economic factors as he or she considers relevant.

(4) ...

(5) ... the Minister may set or vary any total allowable catch at, or to, zero.

Au glossaire (Art. 2), MSY est défini ainsi : *“Maximum sustainable yield”, in relation to any stock, means the greatest yield that can be achieved over time while maintaining the stock's productive capacity, having regard to the population dynamics of the stock and any environmental factors that influence the stock”.*

Il n'a pas été possible de préciser le statut de MSY dans la législation canadienne actuelle (postérieure à la revue de Parsons). Une Loi sur les Océans (Oceans Act) a été promulguée en 1997, mais elle ne fixe que des principes généraux (dont l'approche de précaution). Pour la mise en œuvre, un processus de large consultation a été lancé en 2002 et devrait aboutir à un document stratégique. La Loi ne précise pas si l'approche de précaution s'entend au sens de l'Accord ONU (F_{MSY} comme limite) mais les chercheurs canadiens du MPO soutiennent cette interprétation par le Conseil Scientifique de la NAFO (NAFO 2000). Il se peut que chaque conseil régional de gestion puisse établir des normes et objectifs adaptés aux spécificités de chaque pêcherie (avec des différences, notamment, entre côte Est et côte Ouest comme par le passé).

Enfin, la dernière apparition officielle du terme date du Sommet Mondial sur le Développement Durable (Johannesburg, 2002). Dans leur Déclaration politique, les chefs d'états s'engagent à mettre en œuvre le Plan d'implémentation (et ses éventuelles échéances) dont, en ce qui concerne les pêches, le paragraphe (A/CONF.199/20, p.22) :

"31. Assurer la durabilité dans l'exploitation des ressources halieutiques³⁹ nécessite l'adoption des mesures ci-après à tous les niveaux :

a) Maintenir ou rétablir les stocks à un niveau permettant d'obtenir un rendement maximal constant, le but étant d'atteindre d'urgence cet objectif pour les stocks épuisés, et si possible en 2015 au plus tard;

b) ..."

i.e., pour l'essentiel, les mêmes termes qu'en 1982 et 1992, la seule vraie nouveauté étant la spécification d'une échéance. Prochain rendez-vous en 2012 ?

Point(s) de vue européen(s) sur MSY

A l'évidence, si le thème MSY revient comme une ritournelle sur la scène internationale, ce n'est pas aux Européens qu'on le doit : leur méfiance vis-à-vis du concept est manifeste, et émane autant des sphères politiques que du monde scientifique. Côté politique, la revue ci-dessus a surtout mis en évidence l'incapacité des Etats à trouver un consensus sur des objectifs précis et sur les mesures pour les atteindre face à l'hétérogénéité des systèmes politico-économiques et des pêcheries. La création de l'Europe bleue ne s'est pas accompagnée d'une véritable stratégie, l'objectif prioritaire (conduit par l'urgence) étant d'éviter (de limiter) les catastrophes et non pas (encore) de regarder vers le MSY. Lorsque cela était le cas, la Commission a fait preuve de timidité en considérant une interprétation a minima des accords internationaux. On a ainsi vu en 1985, la Commission insister pour que la NAFO base les TAC sur F_{max} au lieu du critère plus contraignant de $F_{0.1}$. Ultérieurement, lors d'une réunion conjointe de la Commission NAFO et de son Conseil Scientifique, le délégué de l'UE a tenté de justifier une vision "laxiste" de l'approche de précaution et du statut de MSY qui a scandalisé les autres parties (NAFO 2000).

Il faut croire que ces avatars appartiennent au passé. Ainsi les premiers plans de gestion affichaient un objectif en matière de mortalité par pêche souvent proche de $F_{0.1}$. Cependant, les décisions prises, et les plans adoptés, restent parfois encore un peu en retrait.

Du côté des scientifiques, et notamment du CIEM, le MSY a généré de nombreux débats depuis près de 50 ans, non pas tant sur le concept, mais sur la difficulté à estimer une valeur fiable pour les points de référence associés à MSY. Depuis le Groupe ad hoc de 1975 jusqu'aux Groupes d'Etude sur la précaution (SGPA 1997 à 2003), la même question revient constamment: les relations stock-recrutement sont tout sauf claires, même pour des stocks évalués depuis des décennies, et il est dangereux de préconiser un TAC de court-terme sur la base de critères à long terme car ce TAC dépend beaucoup du recrutement, très fluctuant, qui doit être "estimé" le plus précisément possible. De plus, la valeur des points de référence F_{MSY} , F_{max} ou $F_{0.1}$ dépend du diagramme d'exploitation courant qui ne cesse de varier selon l'activité des différentes flottilles et métiers.

³⁹ "To achieve sustainable fisheries ..." dans la version en anglais.

Dans le passé il a pourtant été souvent reproché au CIEM d'outrepasser son mandat en "imposant" au travers du critère F_{\max} un objectif de maximisation des captures, alors que le choix d'objectifs de gestion est la prérogative des gestionnaires, et que ceux-ci ont à prendre en compte d'autres critères.

Du coup, le CIEM a privilégié la prévision à court terme, répondant ainsi aux questions des gestionnaires (au premier rang desquels, la Commission européenne)? Cette approche nécessite des évaluations annuelles et des tentatives pour mesurer le recrutement attendu, au détriment d'analyses des causes structurelles des problèmes rencontrés par la gestion et de visions à plus long terme.

Le CIEM a donc pendant des années abandonné toute référence aux critères de production pour se focaliser sur des seuils minimaux de biomasse de géniteurs ("safe biological limits", MBAL, B_{\lim} ou B_{pa})⁴⁰ (Serchuck & Grainger 1992), ou maximaux de mortalité par pêche (F_{\lim} ou F_{pa}), soit une lecture minimaliste de l'approche de précaution. La conséquence de tout cela est que, contrairement à d'autres organisations internationales, le CIEM n'a pas investi dans des analyses sur le MSY

Par ailleurs, il est notoire que les économistes sont très réservés quant à la pertinence de MSY comme objectif (sans toujours oser dire que l'optimisation économique supposerait des diminutions d'effort encore plus draconiennes que celles suggérées par les biologistes). A cet égard, il est fort intéressant de revenir aux œuvres de quelques grands ténors de la science halieutique des années 1930, qui ont eux aussi bâti le fonds culturel du CIEM, et de noter que leurs arguments mettaient en avant l'économie bien plus que la conservation. Ainsi, ces quelques extraits de Graham (1935) : "*The benefit of efficient exploitation lies more in economy of effort than in increase of yield. ... a certain proportion of the time and money of the fishermen is at present devoted to reducing their catch, or is at best wasted. ... the maximum yield is not exactly the most profitable.*"

ou du même Graham en 1939 : "*Firstly, no means whatever can bring permanent profit to the industry unless the rate of fishing be controlled. ... In the long run, only temporary prosperity can be expected until there is some international arrangement to prevent the rate of fishing increasing. ... If ... there can be not merely control of the rate of fishing, but actual reduction, there is a fair enough prospect of better times for all. ... [T]he consideration that should gladden the heart of the man with the account book is that **less money** [souligné par l'auteur] will be spent to catch a yield that is no less, in fact a little greater*".

Sa conclusion (Ibid.) : "*But the only final solution to the overfishing problem is to limit the amount of fishing, for the only real cure for fishing too much is – obviously- to fish less.*" et ses mises en garde contre l'accès libre suscitent quelques interrogations sur ce que la "science" halieutique a apporté comme valeur ajoutée depuis un demi siècle.

Enfin, dans le contexte français, il est évident que MSY n'a jamais fait partie des préoccupations, hors momentanément une fois tous les dix ans lors des grandes conventions internationales, et encore : il est probablement significatif que la presse professionnelle

⁴⁰ Nombre d'articles dans la littérature continuent néanmoins de reprocher au CIEM de baser ses avis sur la maximisation de la production par recrue, stock par stock, ce qui n'a plus été le cas pendant plus de 20 ans. De son côté, la Commission Européenne se plaignait, de temps à autres, de ne plus trouver dans les volumineux rapports du CIEM un "simple avis basé sur F_{\max} " ! Depuis 2005 toutefois, à la demande des gestionnaires, les avis du CIEM incluent un paragraphe sur les mortalités par pêche permettant des rendements élevés à long terme, mais sans visée normative.

française, contrairement à ses homologues au Royaume-Uni et en Espagne (au moins), n'ait jamais évoqué Johannesburg et ses engagements, ni avant, ni pendant, ni après le Sommet.

Points saillants

Le constat le plus frappant à l'issue de cette revue est la déconnexion entre deux dynamiques :

- d'une part un certain succès de MSY dans les cercles politico-diplomatiques, apparemment séduits par un concept simple qui "parle" aux non-spécialistes. Le critère MSY comme objectif de gestion ou de restauration, voire comme limite, est notamment invoqué dans les conférences où l'influence nord-américaine est forte. Personne n'a jusqu'à présent trouvé un substitut qui rencontre le même degré de consensus à l'échelle mondiale, donc MSY "survit" de convention en traité même si c'est peut-être par défaut. Plusieurs des conférences évoquées ci-dessus sont consacrées à de multiples sujets en plus de la pêche, que certaines délégations peuvent voir comme simple nuisance, mais le fait que des libellés similaires apparaissent dans des traités focalisés sur la pêche exclut le soupçon qu'il s'agit de copier-coller accidentels.

- d'autre part un scepticisme quasi généralisé du monde scientifique, économistes en tête, soit sur la pertinence du concept, soit plus souvent sur sa faisabilité technique (problèmes d'estimation, variabilité). Ce n'est clairement pas le bébé chéri des halieutes européens mais même leurs collègues nord-américains s'exprimant dans la littérature publique partagent leurs réserves. Noter aussi que certaines critiques, justifiées, visent l'abus de langage commun chez nombre de scientifiques qui pensent F_{\max} quand ils disent F_{MSY} , et que cela ajoute au bruit autour de MSY.

Alors que l'on pourrait penser que la popularité de MSY serait due en partie à l'attrait pour une capture maximale (qui serait contre la plus grosse capture ?), le second constat est que les textes de toutes les conventions internationales, depuis la fin des années 1940 jusqu'à Johannesburg, mettent en avant les "**niveaux permettant**" de réaliser MSY, i.e. les conditions sur la mortalité par pêche, l'effort ou la biomasse, et non pas le volume de capture en soi. A l'évidence, c'est en ces termes que le problème est posé aux scientifiques, i.e. estimer F_{MSY} voire B_{MSY} , ou des approximations robustes à la variabilité des dynamiques, plutôt que la quantité MSY au caractère plutôt fictif compte tenu de ces variabilités. Il est rassurant que les textes écartent l'idée que le retour aux conditions permettant de produire MSY puisse se faire en capturant cette quantité dès maintenant.

Maintenant, il est manifeste qu'aucun des "engagements" successifs n'a grandement influencé la pratique de gestion des pêches au quotidien, et l'on peut se demander si MSY n'a pas été simplement le plus populaire des slogans et si, dans tout cela, le seul élément de durabilité n'a pas été celle du terme lui-même (le jargon halieutique a vu passer de nombreux "buzzwords", mais aucun n'a encore battu "maximum sustainable yield" sur le terrain de la longévité).

On terminera par ce trait d'humour de Gulland rapporté par Hilborn : "*MSY : a quantity that biologists say does not exist, that economists say would be irrelevant if it did exist. It is, in short, the most important concept in fisheries management*".

Références

- Anderson, E.D., 1998. The history of fisheries management and scientific advice – the ICNAF/NAFO history from the end of World War II to the present. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 23: 75-94.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest.*, Ser. 2, 19: 533 p. (+ 1993, Fish and Fisheries Series 11, Chapman & Hall, London)
- CIEM. 1976. Report of the ad hoc meeting on the provision of advice on the biological basis for fisheries management. *ICES Coop. Res. Rep.*, 62 (+ C.M.1976/Gen: 3, 16 p.)
- FAO. 1995. Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Report of the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions), Lysekil, Sweden, 6-13 June 1995. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 350/1: 52 p.
- Garcia, S.M. 1995. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 350/2: 1-75.
- Graham, M. 1935. Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 10: 264-274.
- Graham, M. 1939. The sigmoid curve and the overfishing problem. *Rapp. P.-V. Cons. int. Explor. Mer*, 110: 15-20.
- Graham, M. 1952. Overfishing and optimum fishing. *Rapp. P.-V. Cons. int. Explor. Mer*, 132: 72-78.
- Hennessey, T. & Healey, M. 2000. Ludwig's ratchet and the collapse of New England groundfish stocks. *Coastal Management*, 28: 187-213.
- Larkin, P.A. 1977. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106: 1-11.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets in fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 110-122.
- Mace, P.M. 2001. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and Fisheries*, 2: 2-32.
- NAFO. 2000. Report of the Joint Council and Fisheries Commission Working Group on the Precautionary Approach, Brussels, 29 February- 2 March 2000. *NAFO/FC Doc. 00/2.*, N° N4207: 32 p.
- ONU, 1956. Papers presented at the International Technical Conference on the Conservation of the Living Resources of the Sea, Rome, 18 April-10 May 1955. *A/CONF.10/7*, 371 p.
- Parsons, L.S. 1993. Management of marine fisheries in Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 225: 763 p.

Restrepo, V.R. (Ed). 1999. Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing scientific advice to implement the precautionary approach under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-40, 161 p.
http://www.st.nmfs.noaa.gov/StockAssessment/workshop_documents/nsaw5/nsaw5.html

Roedel, P.M. (Ed). 1975. Optimum Sustainable Yield as a concept in fisheries management. American Fisheries Society Spec. Publ., 9.

Rosenberg, A. & 14 coll. 1996. Scientific review of definitions of overfishing in U.S. fishery management plans. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-17, 205 p.

Russell, E.S. 1931. Some theoretical considerations on the "overfishing" problem. J. Cons. int. Explor. Mer, 6: 3-27.

Russell, E.S. 1939. An elementary treatment of the overfishing problem. Rapp. P.-V. Cons. int. Explor. Mer, 110: 5-14.

Schaefer, M.B. 1957. Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of the commercial marine fisheries. J. Fish. Res. Bd. Canada, 14(5): 669-681.

Serchuck, F.M. & Grainger, R.J.R. 1992. Development of the basis and form of ICES fisheries management advice: historical background (1976-1990) and the new form of advice (1991- ??). ICES C.M. 1992/Assess: 20, 8 p.

Smith, S.J., Hunt, J.J. & Rivard, D. (Eds). 1993. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 442 p.

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.

Annexe 2

Procédure de calcul de F_{MSY} dans l'approche analytique

On part ici de la définition formelle de MSY (et de la biomasse ou de la mortalité par pêche associées) qui combine des considérations de production pondérale et de reproduction (recrutement). Les modèles globaux prennent en compte un bilan net de variation de biomasse dans lequel les processus individuels de croissance, reproduction et survie naturelle sont présents mais sans être différenciés ; une fois les paramètres estimés, par une procédure adéquate d'ajustement aux données, les valeurs des points de référence peuvent être dérivées par des relations simples (e.g. Hilborn & Walters 1992, p. 303).

Les modèles analytiques traitent en détail chaque processus (avec des paramètres qui peuvent varier selon la taille ou l'âge) et, pour estimer les points de référence associés à MSY, il faut recombinaison des sous-modèles de production et de recrutement. Fort heureusement, la procédure est relativement simple dès lors que l'on dispose des paramètres permettant de calculer les rendements par recrue et la biomasse féconde par recrue (sous l'hypothèse d'un diagramme d'exploitation constant), figurant dans les rapports de presque tous les groupes de travail, et des paramètres de la relation stock-recrutement, qui eux sont rarement indiqués par ces groupes. Cette annexe est simplement un rappel de la procédure décrite notamment par Laurec et Le Guen (1981, p. 95), Shepherd (1982) ou Sissenwine & Shepherd (1987). On en profitera pour faire un aparté sur la notion souvent évoquée désormais de "steepness".

Approche générale

On notera S la biomasse féconde (au lieu de BF ou SSB, pour alléger), R le nombre de recrues, F la mortalité par pêche (en supposant ici un diagramme d'exploitation spécifié), Y la capture pondérale. On supposera que les moyens de calculer les rendements par recrue et les biomasses fécondes par recrue comme fonctions de F , sont disponibles, que le modèle analytique soit structuré en âge ou en longueur.

De Y/R à Y ou de F_{max} à F_{MSY}

Pour toute valeur de la mortalité par pêche F , la population est censée se stabiliser à une certaine biomasse féconde $S(F)$ qui, par la médiation d'une relation stock-recrutement notée généralement ϕ , devrait produire un recrutement équilibré $Re(x) = \phi(S(x))$;;

Par ailleurs, cette même mortalité par pêche doit permettre à l'équilibre d'extraire un certain rendement par recrue $(Y/R)(F)$. Le rendement absolu $Ye(F)$ est simplement le produit de $(Y/R)(F)$ par $Re(F)$.

Trivialement, $Ye(F)$ est nul quand F prend la valeur 0 mais, à mesure que l'on augmente F , $Ye(F)$ augmente puis typiquement passe par un maximum avant de décroître. Le maximum de $Ye(F)$ est par définition le MSY, et l'abscisse correspondante est F_{MSY} .

La principale difficulté de l'exercice est de trouver le recrutement équilibré $Re(F)$ ou, de façon équivalente, la biomasse $Se(F)$ qui le produit via la relation ϕ . La courbe des biomasses par

recrue (S/R)(F) étant monotone décroissante avec F, il n'est pas possible d'identifier de point remarquable. Néanmoins, pour toute valeur de F, le calcul donne une valeur de S/R que l'on notera λ_F , l'indexation rappelant sa dépendance au F supposé. La condition d'existence d'un équilibre auto-régénérant pour R s'écrit :

$$\text{Re}(F) = \text{Se}(F) / \lambda_F = \phi(\text{Se}(F)) \quad [1]$$

Dès lors que l'on dispose d'une formulation explicite pour la relation stock-recrutement ϕ , le problème se ramène à la résolution de cette équation en $\text{Se}(F)$ connaissant λ_F . Le calcul est détaillé plus loin pour les fonctions ϕ usuelles.

Droites de remplacement

On a vu que λ_F est la biomasse féconde produite par une recrue soumise à une intensité de pêche F tout au long de sa vie. On peut retourner l'argument en disant que le recrutement exigé pour remplacer toute valeur s de S sous ce régime d'exploitation doit être égal à s/λ_F .

Autrement dit, sur un graphe stock-recrue ϕ (S en abscisse, R en ordonnée), la droite par l'origine de pente $1/\lambda_F$ définit pour tout S le recrutement qui serait nécessaire pour remplacer S en moyenne sous ce régime, d'où son nom de "droite de remplacement".

Pour chaque F, la droite de remplacement de pente $1/\lambda_F$ coupe la courbe S-R. Le point d'intersection est le point d'équilibre $[\text{Se}, \text{Re}](F)$ pour cette valeur de F, compte tenu du diagramme d'exploitation (Fig. A2.1.c). Plus F est intense, plus λ_F diminue et donc plus la pente de la droite est forte (elle se rapproche de l'axe des ordonnées)⁴¹. A l'extrême, la droite ne recoupe plus la courbe stock-recrue et le stock va inexorablement vers l'extinction ; la limite est franchie quand la pente $1/\lambda_F$ dépasse la pente à l'origine de la relation stock-recrutement (calculable à partir des paramètres de chaque type de fonction), et correspond à une valeur de F notée F_{ext} ou F_{crash} .

Si l'on porte sur le graphe les observations [S,R] empiriques, celles qui se trouvent sur la droite de remplacement correspondent à des cohortes capables de remplacer exactement l'abondance de leurs parents si elles étaient soumises au F considéré, celles qui se trouvent au dessus auraient produit un surplus de biomasse féconde, tandis que celles qui se trouvent en dessous correspondent à un déficit en S.

Pour qu'une population persiste en moyenne sous le régime considéré, les points au-dessus et en dessous de la droite doivent être en nombres similaires. En poursuivant sur ce raisonnement, on peut calculer les pentes des droites de remplacement pour une gamme de F et identifier celle dont la pente correspond à l'espérance des ratios R/S observés (ou rechercher graphiquement la droite qui partage équitablement les points) ; ceci correspond à une mortalité par pêche notée F_{rep} par Sissenwine & Shepherd (1987 ; voir aussi Cook 2000 pour une autre approche basée sur la notion de remplacement).

Application à quelques relations S-R usuelles

⁴¹ Idem si l'on réduit l'âge ou la taille de première capture.

Rappelons que l'objet est de résoudre l'équation [1] en $Se(F)$, pour en déduire $Re(F)$ connaissant λ_F et, de là calculer $Ye(F)$ qui est égal à $Re(F) \times Y/R(F)$ dans tous les cas⁴².

* *Beverton et Holt, version 1*

$$R = \phi(S) = \frac{S}{\alpha S + \beta}$$

(pente à l'origine = $1/\beta$ et asymptote en $R = 1/\alpha$)

L'équation [1] s'écrit :

$$Se_F = \lambda_F \phi(Se_F) = \frac{\lambda_F Se}{\alpha Se + \beta}$$

dont la solution en Se est :

$$Se_F = \frac{\lambda_F - \beta}{\alpha}$$

d'où :

$$Re_F = \frac{\lambda_F - \beta}{\alpha \lambda_F}$$

* *Beverton et Holt, version 2*

$$R = \frac{aS}{S + b}$$

(pente à l'origine = a/b ; asymptote en $R = a$)

soit, pour l'équation [1] :

$$Se = \frac{\lambda_F a Se}{Se + b}$$

ayant pour solution :

$$Se_F = a \lambda_F - b$$

d'où :

$$Re_F = \frac{a \lambda_F - b}{\lambda_F}$$

* *Ricker*

$$R = aSe^{-bS}$$

(pente à l'origine = a ; pic de recrutement pour $S = 1/b$)

L'équation [1] :

$$Se_F = \lambda_F a Se \cdot e^{-bSe}$$

a comme solution :

⁴² L'indexation en (F) sera enlevée au besoin pour simplifier la notation.

$$Se_F = \frac{1}{b} \text{Log}(a\lambda_F)$$

d'où :

$$Re_F = \frac{\text{Log}(a\lambda_F)}{b\lambda_F}$$

Aparté sur la notion de "steepness"

Un nombre croissant d'auteurs travaillant sur les relations stock-recrutement, ou incorporant de telles relations dans leurs modèles ou leurs simulations, font référence à la "steepness" des relations S-R, notion dont la paternité semble revenir à Mace et Doonan (1988⁴³). Il ne paraît pas exister de traduction officielle en français ; peut-être pourrait-on suggérer "obliquité" ou "déclivité" ?, en soulignant que cette notion ne doit pas être confondue avec la pente à l'origine. Un des premiers intérêts est de pouvoir traiter avec un seul paramètre (souvent noté z ou h) une variété de fonctions S-R. Un autre avantage avancé par Hilborn & Walters (1992, p. 88) est que le re-paramétrage permet d'explorer plusieurs hypothèses sur la pente à l'origine sans affecter la valeur du stock à l'équilibre en absence de pêche (les points de référence dépendent des paramètres S-R et, comme on peut le voir ci-dessus avec la relation Beverton-Holt version 2, la pente à l'origine est donnée par a/b , i.e. les paramètres sont corrélés et on ne peut pas changer b sans ajuster aussi a).

Le paramètre de steepness permet de contrôler la vitesse à laquelle le recrutement diminue à des niveaux relativement bas de stock (sans pour autant se situer au voisinage de zéro). La définition formelle fait appel à des variations relatives par rapport au recrutement R_0 et à la biomasse à l'état vierge S_0 ; elle dit que z est la fraction du recrutement R_0 attendue quand S est à 20% ($1/5^{\text{ème}}$) de S_0 (20% est une valeur arbitraire, d'autres valeurs auraient pu être choisies sans que cela affecte le raisonnement⁴⁴). Par exemple, une steepness de 0.5 implique qu'une biomasse S réduite à 20% de S_0 produirait un recrutement égal à la moitié de R_0 . Typiquement, z varie entre 0.2 (impliquant un recrutement variant linéairement avec la biomasse S) et 1.0 (impliquant une indépendance entre R et S) ; en pratique, les valeurs à 0.5 sont exclues sauf justification particulière. Myers et al. (1999) ont estimé le paramètre z pour une large variété de stocks, ce qui permet de situer une fourchette de valeurs plausibles par type de traits de vie (p.ex., de l'ordre de 0.8 pour plusieurs gadidés, cf. tableau A2.2) ; ils indiquent aussi que z est lié au taux maximum de reproduction d'un individu au cours de sa vie. Restrepo & Legault (1998) montrent que la biomasse féconde par recrue correspondant à F_{ext} est une fonction simple⁴⁵ de z .

Etant donné z , il est possible de déduire les paramètres des fonctions S-R usuelles (voir p.ex. Hilborn & Walters 1992, Restrepo & Legault 1998, Haddon 2001, Michielsens & McAllister 2004). Il suffit de résoudre le système de deux équations qui établissent les définitions ; par exemple, si la population obéit à une relation Beverton-Holt version 2, on a à l'état vierge :

$$R_0 = \frac{aS_0}{S_0 + b}$$

et par définition de z :

$$zR_0 = \frac{a0.2S_0}{0.2S_0 + b} = \frac{aS_0}{S_0 + 5b}$$

Après quelques manipulations, on obtient les relations présentées dans le tableau A2.1. A noter : outre z , il faut disposer d'une valeur pour S_0 à l'état vierge ; l'alternative est de calculer S_0 par recrue à l'équilibre pour $F = 0$, qui donne une relation entre S_0 et R_0 pour $R_0 = 1$. Les paramètres S-R calculés avec les formules du tableau peuvent être réintroduits dans les

⁴³ Article que nous n'avons pu consulter.

⁴⁴ Par exemple, Kimura (1988) a adopté une démarche similaire basée sur 50% de S_0 .

⁴⁵ Du moins dans le cadre d'une relation S-R de type Beverton-Holt.

relations vues plus haut pour calculer les valeurs S_e et R_e à l'équilibre pour tout régime d'exploitation.

	a ou α	b ou β
Beverton-Holt version 1	$\frac{5z-1}{4zRo}$	$\frac{So(1-z)}{4zRo}$
Beverton-Holt version 2	$\frac{4zRo}{5z-1}$	$\frac{So(1-z)}{5z-1}$
Ricker ⁴⁶	$\frac{So}{Ro}(5z)^{5/4}$	$\frac{5Log(5z)}{4So}$

Tableau A2.1. Conversion entre steepness z et paramètres des relations S-R usuelles.

Famille/espèce	steepness z
Hareng	0.34
Sardine	0.34
Sprat	0.65
Anchois	0.47
Merlan bleu	0.71
Morue	0.84
Eglefin	0.74
Lieu noir	0.81
Merlan	0.81
Baudroie noire	0.63
Chinchard	0.75
Chinchard T. med.	0.47
Maquereau	0.81
Thon rouge	0.56
Thon obèse	0.57
Albacore	0.70
Espadon	0.88
Plie	0.86
Flétan noir	0.79
Sole	0.84
Saumon	0.54
Sébaste <i>S. mentella</i>	0.47

Tableau A2.2. Valeur de z pour quelques espèces de l'Atlantique (valeurs modales issues de méta-analyses, Myers et al. 1999).

⁴⁶ NB : Michielsens & McAllister donnent pour b un résultat différent, sans le 4 au dénominateur.

Références

- Cook, R. 2000. A rough guide to population change in exploited fish stocks. *Ecology Letters* 3: 394-398.
- Haddon, M. 2001. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.
- Hilborn, R. & Walters, C.J. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, New York.
- Kimura, D.K. 1988. Stock-recruitment curves as used in the stock-reduction analysis model. *J. Cons. int. Explor. Mer* 44: 253-258.
- Laurec, A. & Le Guen, J.C. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1 : concepts et modèles. *Rapports Scientifiques et Techniques CNEXO* 45 : 117 p.
- Mace, P.M. & Doonan, I.J. 1988. A generalized bioeconomic simulation model for fish population dynamics. *N.Z. Fish. Assess. Res. Doc.* 88/4.
- Michielsens, C.G.J. & McAllister, M.K. 2004. A Bayesian hierarchical analysis of stock–recruit data: quantifying structural and parameter uncertainties. *Can. J. Fish. Aquat.Sci.* 61: 1032-1047.
- Myers, R.A., Bowen, B.G. & Barrowman, N.J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat.Sci.* 56: 2404-2419.
- Restrepo, V.R. & Legault, C.M. 1998. A stochastic implementation of an age-structured production model. *In Fisheries Stock Assessment Models*, pp. 435-450. Ed. by T.J. Quinn, F. Funk, J. Heifetz, J.N. Ianelli, J.E. Powers, J.F. Schweigert, P.J. Sullivan and C.-I. Zhang. Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-98-01. University of Alaska, Fairbanks.
- Shepherd, J.G. 1982. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield-curves. *J. Cons. int. Explor. Mer* 40: 67-75.
- Sissenwine, M. P. & J. G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Can. J. Fish. Aquat.Sci.* 44: 913 - 918.

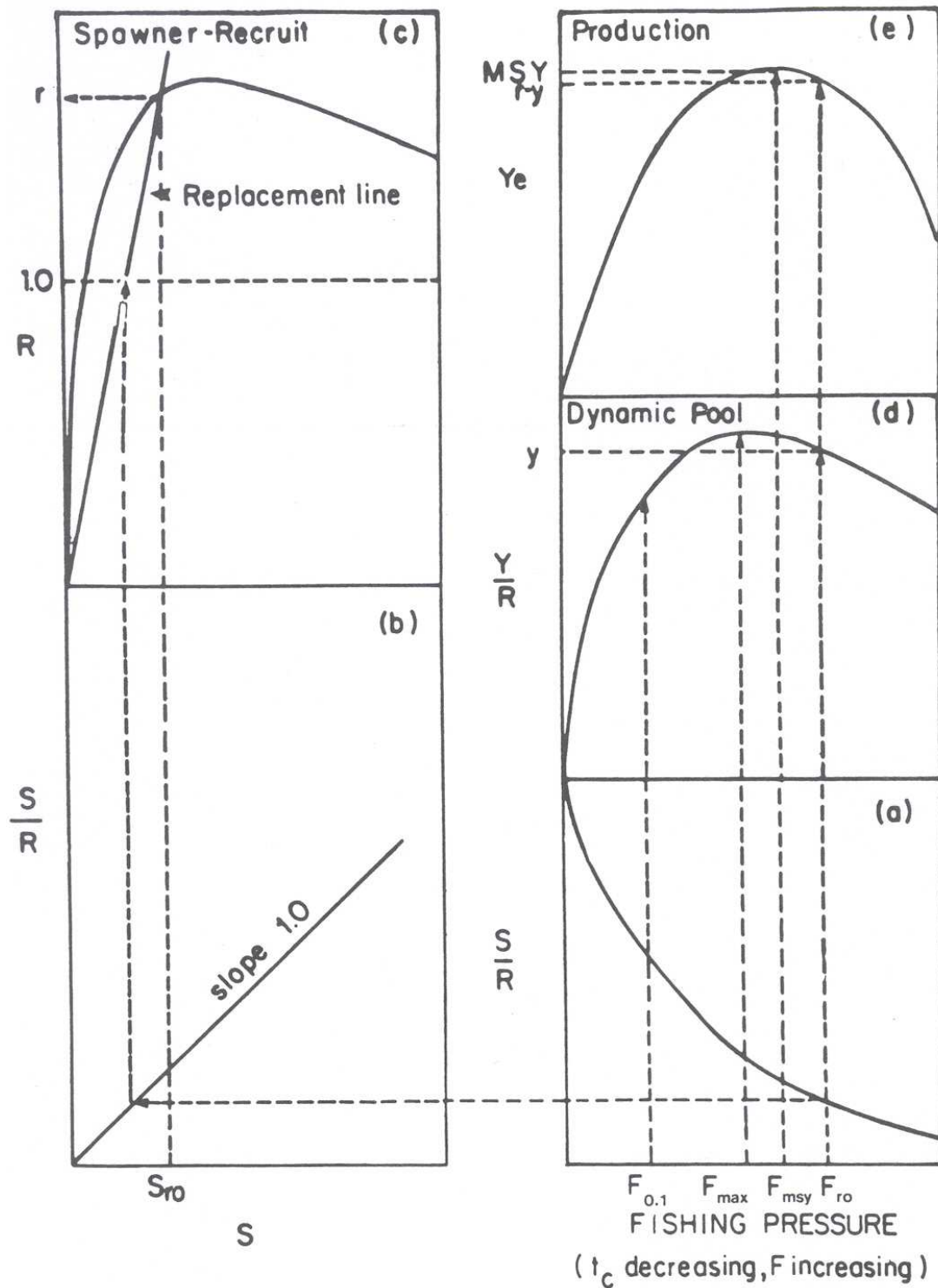


Figure A2.1. Présentation graphique du couplage entre une relation stock-recrutement (c) et un modèle analytique ("dynamic pool": rendement par recrue (d) et biomasse féconde par recrue (a)) pour calculer la production à l'équilibre Y_e (e) (Sissenwine & Shepherd 1987).