

# Étude de l'impact des refuges marins pour la gestion des pêcheries multispécifiques

Simulations avec le modèle Osmose

**Yunne-Jai Shin**  
Écologue halieute

**Philippe Cury**  
Écologue halieute

## Introduction

Dans le contexte actuel d'intensification de l'effort de pêche sur un nombre croissant d'espèces marines, la question de la préservation de la biodiversité marine fait l'objet de nombreuses investigations. Une des approches préconisée pour protéger la biodiversité marine et pour promouvoir l'utilisation viable de la ressource est l'instauration de réserves marines. Ces zones protégées permettraient de recréer les refuges naturels qui, dans le passé, étaient trop profonds, isolés, difficiles d'accès pour pouvoir être exploités (Bohnsack et Ault, 1996). Parallèlement à cet objectif de conservation des écosystèmes naturels, les zones refuges sont également perçues comme un moyen de gestion pour restaurer des stocks épuisés, améliorer les rendements de pêche et fournir une assurance contre l'effondrement des stocks (Attwood *et al.*, 1997). Des études empiriques et théoriques suggèrent par exemple que les

réserves marines pourraient permettre d'augmenter les rendements de pêche, particulièrement lorsque les taux de mortalité par pêche sont importants (voir la synthèse proposée par Guénette *et al.*, 1998). Témoinnant de l'intérêt croissant porté aux zones refuges pour le maintien des écosystèmes côtiers, l'IUCN (World Conservation Union) s'est donné pour objectif d'interdire à la pêche 20 % des eaux côtières mondiales d'ici l'an 2000 (IUCN, 1992). Cependant, il manque encore à l'heure actuelle de critères de détermination des limites spatiales optimales des zones protégées ainsi que d'observations *in situ* pour juger des conséquences sur le long terme de l'application de telles mesures. Les travaux de modélisation des réserves marines prennent alors toute leur importance en permettant de simuler les effets des zones refuges selon des scénarios variés mettant en oeuvre différentes configurations de l'exploitation et de la ressource. En outre, la nécessité de prendre en compte les interactions interspécifiques dans l'étude des zones protégées est soulignée mais est peu prise en compte dans la pratique (Hall, 1998). Dans ce contexte, le modèle multispécifique Osmose (Object-oriented simulator of marine ecosystem exploitation) est utilisé pour mettre en évidence les effets potentiels induits par l'instauration d'une zone refuge sur l'exploitation d'assemblages multispécifiques. L'étude est limitée à l'influence de la taille des zones refuges et du niveau d'exploitation initial sur les captures totales et la diversité de l'écosystème exploité.

## I Méthode

### *Le modèle multispécifique Osmose*

Les hypothèses du modèle Osmose, ainsi que leur formalisation, sont présentées en détail dans ce même volume (Shin et Cury, ce volume). Ce modèle individus-centré permet d'étudier les dynamiques spatiales, structurées en âge et en taille, d'espèces de poissons en interaction. Les étapes du cycle de vie de chaque espèce

sont modélisées (croissance, prédation, reproduction, survie), les interactions interspécifiques de prédation étant définies au niveau individuel du banc de poissons. Deux règles simples président au processus de prédation : un critère de taille pour la sélection de proies et la co-occurrence spatio-temporelle des prédateurs et proies potentiels. Ainsi, les prédateurs sélectionnent leurs proies indépendamment de leur identité taxonomique et les relations de prédation et de compétition peuvent varier en fonction des abondances relatives des espèces : le processus de prédation est supposé opportuniste. Pour chaque banc de poissons, une plasticité phénotypique de la croissance est modélisée en fonction de l'efficacité de prédation. Celle-ci a une influence indirecte sur le succès de reproduction. En outre, deux sources de mortalité naturelle (mortalité par prédation et mortalité nutritionnelle) sont modélisées explicitement à partir des interactions locales entre les bancs de poissons. Ainsi, schématiquement, plus les poissons se nourrissent, plus ils grandissent, plus leur succès de reproduction et leur probabilité de survivre sont élevés. À noter d'autre part qu'il n'a pas été nécessaire de formuler une relation stock-recrutement particulière, celle-ci émergeant naturellement à partir de la survie des œufs pondus annuellement, soumis à la prédation et à la contrainte de capacité de charge du système. La mortalité par pêche intervient également mais de manière globale : à partir d'un vecteur de taux de mortalité par pêche fixé en début de simulation pour chaque classe d'âge des espèces exploitées, la décroissance de l'effectif des cohortes est répercutée de manière uniforme sur les bancs de poissons de même âge. L'activité de pêche est donc représentée de manière globale, la distribution spatiale de l'effort de pêche n'est pas prise en compte.

### *Modélisation des zones refuges*

Pour l'ensemble des simulations effectuées, les réserves marines sont considérées permanentes dans le temps et consistent en des zones protégées de tout type d'extraction de biomasse, quelle que soit l'espèce considérée (Bohnsack et Ault, 1996). Les réserves marines sont représentées explicitement dans l'espace et sont caractérisées par une taille relative  $TR$  exprimée en pourcentage de

l'aire de répartition totale des espèces exploitées. En l'occurrence, on considère que toutes les espèces du système sont exploitées : la taille de la zone refuge est donc exprimée en pourcentage de la taille de la grille de simulation. La pêcherie est non ciblée et exerce un taux de mortalité annuel global  $F$  toutes espèces et tous âges confondus (on fixe à 1 an l'âge de recrutement des espèces). Ainsi, les hypothèses sous-jacentes sont une capturabilité identique pour toutes les espèces et une répartition spatiale homogène de l'effort de pêche. Cette configuration d'exploitation est en général celle des pêcheries artisanales tropicales, fortement opportunistes, pour lesquelles un trait de chalut ou un trait de senne peut contenir un grand nombre d'espèces commercialisables (Gulland et Garcia, 1984 ; Sainsbury, 1988). Le scénario de pêche simulé est une simplification extrême de ces pêcheries, mais le principe est de représenter une pêcherie suffisamment flexible pour que des reports naturels d'effort de pêche soient effectués lors de l'instauration d'une zone refuge.

On considère alors que lors de l'instauration d'une zone refuge, l'effort de pêche initial générant une mortalité par pêche  $F$ , est redistribué sur une zone de pêche réduite accessible à la pêche. Cette redistribution de l'effort de pêche est globale, elle est effectuée indépendamment de l'identité de la ressource. Ainsi, les poissons situés en dehors de la réserve marine sont soumis à un taux de mortalité par pêche annuel  $F_f$  augmentant avec la taille de la réserve (Guénette et Pitcher 1999) :

$$F_f = F (1 - TR)^{-1} \quad (1)$$

En outre, le transfert de biomasse en dehors des zones refuges est supposé non nul puisque les populations modélisées effectuent deux actions de déplacement local par pas de temps (Shin et Cury, ce volume). Aucune migration à grande échelle n'a en revanche été représentée. Concernant les stades pré-recrues du modèle, on modélise chaque année consécutivement à la phase de reproduction des poissons une redistribution larvaire sur toute la zone de répartition de l'espèce d'appartenance. Cette hypothèse qui est supposée rendre compte des phénomènes de dispersion et de diffusion larvaire à grande échelle (par les courants physiques notamment) est souvent adoptée dans les modèles de réserves

marines (Quinn *et al.*, 1993 ; Attwood et Bennett, 1995 ; Hastings et Botsford, 1999).

### *Paramètres de simulation*

Un ensemble de  $S = 50$  espèces est simulé, les paramètres biologiques et les aires de répartition des espèces étant tirés aléatoirement dans des lois de distribution conjointes, déduites de l'analyse statistique de la base de données Fishbase (Shin, 2000). Les espèces simulées sont toutes supposées piscivores à partir de leur deuxième année de vie (âges 1+). Par souci de simplicité, les aires de répartition, représentées par un ensemble de 150 cellules adjacentes, sont uniquement définies au niveau de l'espèce sans différenciation selon l'âge des poissons. Le nombre  $n$  de bancs de poissons par classe d'âge est fixé à 50 et le nombre de classes d'âge par espèce est de  $(A_s+1)$ ,  $A_s$  représentant l'âge terminal de l'espèce  $s$ . L'ensemble des bancs, au nombre maximum de  $\sum_s n (A_s + 1)$ , évolue dans une grille de  $15 \times 15$  cellules. Le pas de temps de simulation  $t$  correspond à une année. La capacité de charge, telle qu'elle est définie dans Osmose (Shin et Cury, ce volume), est fixée à  $10^6$  tonnes et sa dynamique est supposée stationnaire. Pour initialiser les effectifs des espèces, le spectre de taille de l'écosystème de la mer du Nord pendant la période 1977-1993 est utilisé (Rice et Gislason, 1996). Des simulations préliminaires ont permis de sélectionner un échantillon d'espèces, les espèces conservées pour l'étude étant celles qui sont restées viables sans exploitation au cours de 100 simulations de 200 années chacune. Un ensemble de 21 espèces a donc été sélectionné avec lequel ont été simulés différents scénarios de pêche. Pour chaque ensemble de paramètres de mortalités par pêche et de tailles de réserves, 100 simulations de 200 années ont été effectuées desquelles ont été calculés les résultats moyens exposés dans le paragraphe suivant. Nous faisons varier  $TR$  de 0 à 0,8 en supposant que l'équation (4) est valable dans cette gamme de taille de réserve, *i.e.* la flottille maintient son activité de pêche intacte jusqu'à une limite de 20 % de zone accessible. La localisation de la zone refuge est choisie aléatoirement pour chaque simulation réalisée.

## Résultats

### *Effets de la taille des zones refuges sur les captures*

Pour étudier les effets potentiels des zones refuges sur des assemblages multispécifiques, nous nous sommes tout d'abord intéressés aux captures totales du système, toutes espèces confondues. Les résultats en termes de captures totales moyennées sur 100 séries de 200 années de simulations sont représentés dans la figure 1.

Le *MSY* (Maximum Sustainable Yield) de l'assemblage multispécifique sans zone refuge est obtenu pour une valeur de  $F$  de 0,3. Pour des valeurs de  $F$  inférieures à  $F_{MSY}$ , les zones refuges ont un effet négatif sur les rendements de pêche quelle que soit leur taille. Pour des valeurs de  $F$  supérieures, on observe que plus la taille des zones refuges est importante, plus le *MSY* est obtenu pour de plus fortes valeurs de mortalités par pêche. En outre, à partir d'une certaine taille de la zone refuge, en l'occurrence au-delà d'une taille relative  $TR$  de 50 %, la forme de la relation change : jusqu'à la valeur maximale de  $F = 0,8$  simulée, les captures sur le long terme ne décroissent pas, elles atteignent un plateau. On peut alors comparer deux mesures de gestion, la première consistant à réduire directement la mortalité par pêche, la deuxième consistant à réduire la zone accessible à la pêche. Considérons par exemple la situation extrême où toutes les espèces sont exploitées à un taux de  $F = 0,8$ . À capturabilité constante, la mesure qui consisterait à réduire l'effort de pêche de moitié ( $F = 0,4$ ) résulterait en une augmentation négligeable des captures. En revanche, l'instauration d'une zone refuge de  $TR = 50$  % résulterait en moyenne en une nette augmentation des captures. Le niveau de captures atteint serait en effet inférieur uniquement de 7 % au *MSY* total obtenu sans zone refuge, *i.e.* le niveau théorique maximal des captures sur le long terme. À ce niveau d'exploitation, la réduction de 50 % de la zone de pêche correspondrait à l'optimum de taille de la zone refuge en termes de niveau de captures sur le long terme.

D'une manière générale, on observe que pour des taux d'exploitation donnés supérieurs à  $F_{MSY}$ , la relation entre les captures sur le long terme et la taille de la zone refuge est non linéaire. Il existe en

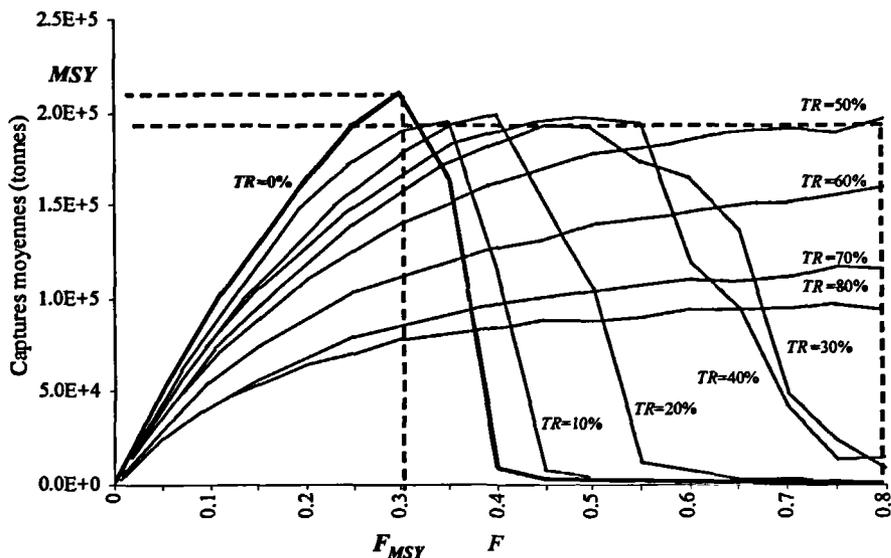


Figure 1  
Captures moyennes toutes espèces confondues en fonction du taux de mortalité par pêche  $F$ . Différentes tailles relatives de zone refuge sont simulées ( $TR$  en % de l'aire de répartition totale des espèces). En gras est représentée la courbe des captures moyennes sans zone refuge.

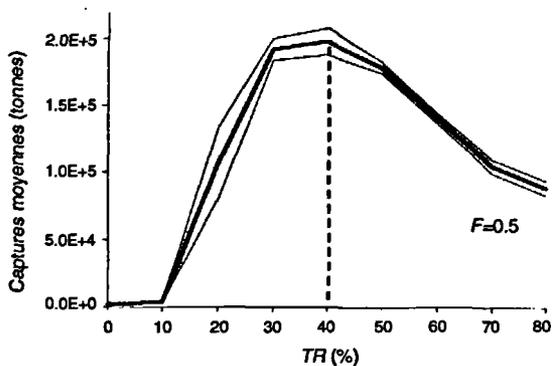


Figure 2  
Captures moyennes, toutes espèces confondues, en fonction de la taille relative de la zone refuge pour un taux de mortalité par pêche  $F = 0.5$ . Les courbes en traits fins représentent l'intervalle de confiance au niveau de confiance 0,95, calculé à partir de 100 simulations effectuées pour chaque taille de zone refuge.

fait une taille optimale de zone refuge propre à chaque niveau d'exploitation. Pour  $F = 0,5$  par exemple, la taille relative optimale de la zone refuge serait de 40 % (fig. 2).

### *Effets de la taille des zones refuges sur la diversité spécifique*

Parallèlement aux captures totales, l'indice de diversité de Shannon  $H'$  a été calculé pour le même ensemble de simulations. Cet indice, qui correspond à une mesure cardinale de la biodiversité (Cousins, 1991), permet de rendre compte à la fois de la richesse spécifique et de la régularité des espèces, *i.e.* de la distribution des abondances relatives des espèces. C'est une mesure courante de la biodiversité des écosystèmes (Barbault, 1995) :

$$H' = - \sum_{s=1}^{s=21} \frac{N_s}{N} \log_2 \left( \frac{N_s}{N} \right) \quad \text{avec} \quad N = \sum_{s=1}^s N_s$$

$N_s$  représente ici la moyenne sur 100 simulations de l'effectif moyen de l'espèce  $s$  calculé sur 200 années, durée de chaque simulation réalisée.

Dans le cas d'un scénario de pêche sans réserve marine, la figure 3 montre que l'indice de Shannon demeure remarquablement constant sur une large gamme de mortalité par pêche, même au-delà du  $F_{MSY} = 0,3$ . La composition spécifique commence brutalement à changer à partir d'un taux de mortalité par pêche de 0,45. Instaurer une zone refuge permet alors d'augmenter sensiblement la diversité de l'assemblage. Pour une situation initiale où la pêche engendre un taux de mortalité de 0,6 par exemple, l'indice de diversité obtenu sur le long terme en fermant 20 % de la zone de pêche ( $H' = 4,19$ ) serait supérieur à celui obtenu par réduction de l'effort de pêche de 20 % ( $H' = 3,98$ ). Parallèlement, dans la même configuration de l'exploitation, ces deux mesures de gestion apparaissent équivalentes en terme d'augmentation des captures sur le long terme. Le gain théorique obtenu est en l'occurrence négligeable (fig. 2). Pour un taux d'exploitation donné, les formes générales des courbes de l'indice de diversité de Shannon et des captures en fonction de la taille des zones refuge diffèrent. En effet, il n'existe pas réellement de taille optimale de zones refuges concernant l'indice de diversité

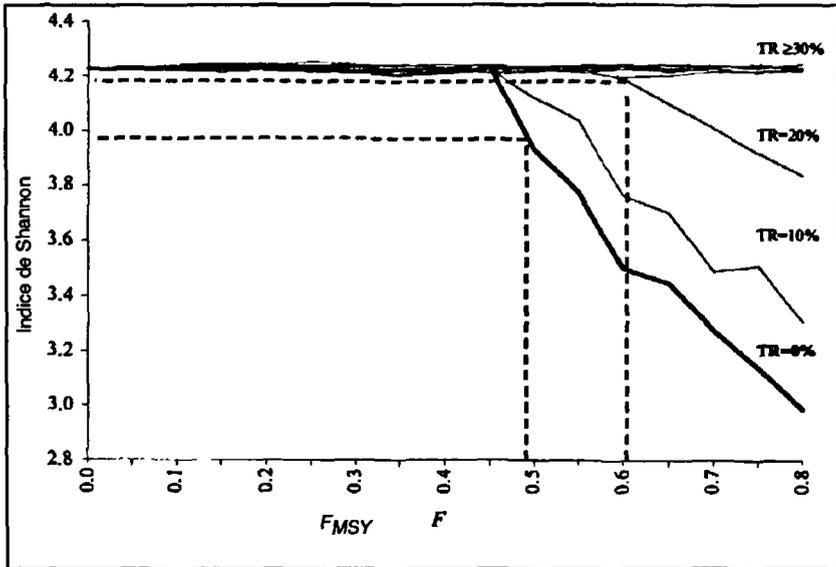


Figure 3  
Indice de diversité de Shannon en fonction du taux de mortalité par pêche  $F$ . Différentes tailles relatives de zone refuge sont simulées ( $TR$  varie de 0 % à 80 %). La courbe en gras représente l'indice de diversité obtenu sans mise en place de zone refuge.

de Shannon puisque globalement, plus la taille de la zone refuge est importante, plus la diversité spécifique est importante avec un palier obtenu pour des tailles relatives supérieures à 30 % quel que soit le taux de mortalité par pêche simulé (fig. 3).

## Discussion

La particularité du présent travail réside dans l'investigation d'assemblages multispécifiques pour l'étude des zones refuges comme moyen de gestion des pêcheries. Les variables étudiées sont en effet globales, elles concernent le comportement de la communauté mul-

tispécifique dans son ensemble, permettant alors d'aborder la notion de gestion écosystémique de la pêcherie. Les scénarios de pêche simulés sont simplifiés et permettent tout d'abord de corroborer des résultats déjà obtenus au niveau monospécifique. Un résultat fréquemment obtenu dans les travaux de modélisation des zones refuges est en effet qu'à forts taux d'exploitation, les zones refuges permettent d'éviter la chute des captures sur le long terme (e.g. Polacheck, 1990 ; Man *et al.*, 1995 ; Guénette et Pitcher, 1999 ; Hastings et Botsford, 1999). Dans le cadre de pêcheries multispécifiques généralistes et pour des taux d'exploitation supérieurs à  $F_{MSY}$ , les simulations réalisées à l'aide de Osrose montrent que l'instauration de zones refuges pourrait permettre en outre de maintenir les captures totales à un niveau élevé, souvent supérieur à celui obtenu par une réduction directe équivalente de l'effort de pêche. À chaque niveau d'exploitation (supérieur à  $F_{MSY}$ ), correspondrait une taille optimale de zone refuge en termes de rendements de pêche sur le long terme. La relation entre le rendement de pêche et la taille de la réserve marine est en effet non linéaire (fig. 2) pour les fortes valeurs de taux de mortalité par pêche  $F$  : à gauche de la courbe, les rendements augmentent avec la taille des zones refuges. Ce phénomène est vraisemblablement lié à une meilleure survie des poissons à l'intérieur des zones refuges résultant en une structure en âge des populations incluant davantage d'individus matures et âgés. Les surexploitations de croissance et de recrutement peuvent ainsi être évitées tout en permettant le maintien des rendements de pêche par la diffusion des adultes en dehors des zones protégées ainsi que la dispersion de la production larvaire (Dugan et Davis, 1993 ; Rowley, 1994 ; Guénette et Pitcher, 1999 ; Maury et Gascuel, 1999). À droite de la courbe, les captures diminuent avec la taille de la réserve marine. On suppose qu'alors, le système a atteint son niveau de capacité de charge, celui-ci déterminant indirectement le niveau de recrutement maximal toutes espèces confondues (Shin et Cury, ce volume).

La variation de la diversité spécifique avec la taille des réserves marines a également été simulée. Pour ce critère de gestion, plus la taille de la zone protégée est importante, plus l'indice de diversité de Shannon est élevé. Pour de forts taux d'exploitation, la mise en place d'une zone refuge peut ne pas augmenter de manière significative les captures sur le long terme mais en revanche peut se tra-

duire en une augmentation non négligeable de l'indice de diversité de Shannon. Ce résultat suppose une réversibilité sur le long terme des phénomènes de diminution de biomasse des populations, *i.e.* la condition minimale est qu'aucune espèce disparaisse du système. En effet, l'indice de Shannon quantifie à la fois la richesse spécifique, ou nombre d'espèces, et la régularité de distribution d'abondance des espèces. Dans le cas où aucune zone refuge est instaurée, les résultats des simulations montrent que la richesse spécifique ne diminue pas pour des valeurs de  $F < 0,7$ . Ainsi, pour des taux de mortalité par pêche compris entre 0,45 et 0,7, ces valeurs étant naturellement théoriques, on peut considérer que la mise en place d'une zone refuge entraîne sur le long terme une augmentation de la diversité de l'assemblage multispécifique exploité.

Les simulations effectuées suggèrent donc que par l'instauration de zones refuges, il peut théoriquement y avoir un compromis entre les objectifs de maximisation de la production et de protection de la biodiversité marine. Pour ces deux critères, les résultats montrent que dans le cas d'une gestion globale de la ressource, la diminution de l'aire accessible à la pêche peut avoir un impact plus important qu'une diminution directe équivalente de l'effort de pêche. En fait, en préservant une zone interdite à la pêche, on ne préserve pas uniquement une fraction de la ressource; ceci est déjà le cas pour les diverses mesures de diminution de l'effort de pêche (quotas, nombre d'engins de pêche, tailles de mailles...). La différence fondamentale à explorer et étudier est que par l'instauration de réserves marines, on préserve un réseau trophique, *i.e.* un ensemble d'espèces et d'interactions localisées dans le temps et l'espace. *A contrario*, la diminution globale de l'effort de pêche ne permet pas toujours d'éviter les phénomènes de surexploitations locales qui peuvent avoir pour conséquence la disparition de liens interspécifiques ayant leur importance dans la dynamique globale du système.

La mise en place de zones refuge demeure toutefois un problème complexe avec la nécessité de déterminer à la fois leur localisation, leur nombre et leur taille, parfois même leur durée ou leur restriction à quelques espèces ou quelques activités d'extraction de biomasse. Nous avons restreint nos simulations à l'étude de l'influence de la taille des zones refuges. Les résultats montrent que ce paramètre est réellement à prendre en compte si l'objectif de gestion est

la maximisation des captures sur le long terme. En 1992, l'IUCN (IUCN, 1992) s'était donné pour objectif de fermer 20 % des zones côtières mondiales à la pêche d'ici l'an 2000. Cette mesure générale qui avait essentiellement pour motivation d'éviter l'effondrement de la ressource peut être considérée comme une application du principe de précaution dans un contexte où la plupart des stocks mondiaux semblent être en situation de surexploitation. Les simulations effectuées montrent en effet que pour des stocks en situation de surexploitation, la mise en place de zones refuge de tailles arbitraires pourrait permettre d'augmenter la diversité des écosystèmes. L'étude d'écosystèmes au cas par cas permettrait ultérieurement la recherche de tailles optimales de zones refuges en vue d'augmenter les rendements de pêche, en prenant notamment en considération le niveau d'exploitation initial de la ressource. De nombreuses études montrent en outre que le caractère plus ou moins diffusif ou migratoire de la ressource conditionne l'effet des zones refuges (Beverton et Holt, 1957 ; Polacheck, 1990 ; Attwood et Bennett, 1995 ; Guénette et Pitcher, 1999 ; Maury et Gascuel, 1999). L'influence de cet aspect de la dynamique de la ressource n'est pas considérée dans cette étude. Les résultats sont donc à relativiser dans un contexte de simulation où les déplacements des bancs de poissons sont liés aux actions de recherche des densités les plus fortes en proies potentielles (Shin et Cury, ce volume). En outre, l'hypothèse de dispersion larvaire, qui reproduit le fait que les aires de rétention larvaire et les aires de distribution des adultes ne sont pas les mêmes pour beaucoup d'espèces, a vraisemblablement une influence sur l'efficacité des zones refuges puisqu'elle permet de fournir régulièrement de nouvelles recrues dans les zones pêchées (Guénette *et al.*, 1998), le refuge jouant alors le rôle de source et la pêche de puits (Roberts, 1998).

Dans ce cadre de simulation précis, l'utilisation du modèle Osmose a permis de faire émerger des résultats simples par la confrontation de deux critères de gestion de l'exploitation de communautés multispécifiques, avec pour objectif une meilleure compréhension des phénomènes consécutifs à la mise en place de zones refuge. L'étude de cas réel est envisagée dans le futur ; des schémas migratoires et de diffusions spécifiques devront alors être pris en compte.

## Bibliographie

- ATTWOOD C.G., HARRIS J.M., WILLIAMS A.J., 1997 — International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 18 : 311-332.
- BARBAULT R., 1995 — *Écologie des peuplements. Structure et dynamique de la biodiversité*. Masson, Paris, 273 p.
- BEVERTON R.J.H., HOLT S.J., 1957 — On the dynamics of exploited fish populations. Chapman & Hall, *Fish and Fisheries series 11*, London, 533 p.
- BOHNSACK J.A., AULT J.S., 1996 — Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9 (1) : 73-82.
- COUSINS S.H., 1991 — Species diversity measurement : Choosing the right index. *TREE*, 6 (6) : 190-192.
- DUGAN J.E., DAVIS G.E., 1993 — Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50 : 2029-2041.
- GUÉNETTE S., LAUCK T., CLARK C., 1998 — Marine reserves : from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8 : 251-272.
- GUÉNETTE S., PITCHER T.J., 1999 — An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. *Fisheries Research*, 39 : 295-303.
- GULLAND J.A., GARCIA S., 1984 — « Observed patterns in multispecies fisheries ». In : May R.M. (éd.). *Exploitation of marine communities*. Springer-Verlag, Berlin : 155-190.
- HALL S.J., 1998 — Closed areas for fisheries management - the case consolidated. *TREE*, 13 (8) : 297-298.
- HASTINGS A., BOTSFORD L.W., 1999 — Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, 284 (28) : 1537-1538.
- IUCN, 1992 — Caracas action plan. In : Plenary Session and Symposium Papers of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas, Caracas, Venezuela. Gland, Switzerland, World Conservation Union (IUCN) : 301-310.
- MAN A., LAW R., POLUNIN N.V.C., 1995 — Role of marine reserves in recruitment to reef fisheries : a metapopulation model. *Biol. Conserv.* 71 : 197-204.
- MAURY O., GASCUEL D., 1999 — SHADYS (« Simulateur halieutique de dynamiques spatiales »), a GIS based numerical model of fisheries. Example application : the study of a marine protected area. *Aquat. Living Resour.*, 12 (2) : 77-88.
- POLACHEK T., 1990 — Year around closed areas as a management tool. *Natural Resource Modeling*, 4 (3) : 327-353.
- QUINN J.F., WING S.R., BOTSFORD L.W., 1993 — Harvest refugia in marine invertebrate fisheries : models and applications of the red sea urchin, *Stongylocentrotus franciscanus*. *Am. Zool.*, 33 : 537-550.
- RICE J., GISLASON H., 1996 — Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as

reflected in surveys and models.  
*ICES J. mar. Sci.* 53 : 1214-1225.

ROBERTS C.M., 1998 —  
Sources, sinks, and the design  
of marine reserves networks.  
*Fisheries*, 23 (7) : 16-19.

ROWLEY R.J., 1994 —  
Case studies and reviews,  
marine reserves in fisheries  
management. *Aquat. Conserv.  
Mar. Freshw. Ecosys.*, 4 : 233-254.

SAINSBURY K.J., 1988 —  
« The ecological basis of  
multispecies fisheries,  
and management of a demersal  
fishery in tropical Australia ». *In* :  
Gulland J.A. (éd.).  
*Fish population dynamics*.  
Second edition, John Wiley  
and Sons Ltd : 349-382.

SHIN Y.-J., 2000 —  
*Interactions trophiques  
et dynamiques des populations  
dans les écosystèmes  
marins exploités.*  
*Approche par modélisation  
individu-centrée.*  
Thèse de Doctorat de l'université  
Paris 7, 245 p.

SHIN Y.-J., CURY P., ce volume —  
Osmose, un modèle individu-centré  
spatialement explicite  
des dynamiques halieutiques  
multispécifiques.

SHIN Y.-J., CURY P., sous presse —  
Exploring fish community  
dynamics through size-dependent  
trophic interactions  
using a spatialized  
individual-based model.  
*Aquat. Liv. Resour.*