

Étude préliminaire des effets des AMP de l’océan Indien sur l’albacore, *Thunnus albacares*, notamment en ce qui concerne la zone fermée de la CTOI

S. Martin¹, C. Mees, C. Edwards, et L. Nelson

Novembre 2011

1. Introduction

La Commission des thons de l’océan Indien (CTOI) est responsable de la gestion des thonidés dans l’océan Indien, notamment l’albacore (*Thunnus albacares*) dans toute la zone de compétence de la CTOI. Le rapport du Comité d’évaluation des performances de la CTOI souligne qu’il est nécessaire que la Commission adopte le Principe de précaution de la FAO, qui exige que les conseils en matière de gestion soient fondés sur les meilleures preuves scientifiques, en tenant compte des incertitudes (Anon, 2009). La Résolution 10/01 de la Commission a mis sur pied une gestion des zones fermées au large des côtes de la Somalie (dont nous désignerons sous l’appellation de « zone fermée » de la CTOI) et exige que le Comité scientifique fournisse une évaluation de la fermeture et de son impact sur les stocks d’albacore et de thon obèse, en examinant les prises de juvéniles et de géniteurs réalisées par toutes les pêches durant sa séance plénière de 2011. De manière fondamentale, la même Résolution exige aussi que la Commission adopte un système d’attribution de quotas ou une autre mesure pertinente lors de sa séance plénière en 2012. Les mesures actuelles de gestion comprennent également le contrôle des capacités (effort) (Résolution 09/02) et une interdiction sur la pêche aux grands filets dérivants en mer hauturière (Résolution 09/05). Dans le contexte de la gestion des stocks d’albacore par la Commission, cet article examinera les effets des fermetures de l’océan Indien sur l’état des stocks, en mettant l’accent sur les impacts éventuels de la zone fermée de la CTOI.

L’albacore est une espèce vivant en bancs dans les eaux océaniques tropicales et subtropicales. La récupération des marques dans le cadre du RTTP-IO atteste de grands déplacements d’albacores, soutenant l’hypothèse de l’existence d’un seul stock dans l’océan Indien, à des fins de gestion (IOTC, 2009). L’albacore est exploité par un nombre de flottilles dans l’océan Indien qui utilisent différents engins de pêche. Les senneurs réalisent actuellement la majeure partie (33 %²) des prises, suivis de près par les palangriers (31 %) (IOTC, 2011a). L’évaluation la plus récente du stock d’albacore suggère que le stock n’est pas actuellement surexploité ($B_{2009} > B_{MSY}$, et la biomasse du stock reproducteur a été estimée entre 31 et 38 % de niveaux non exploités) et que la surpêche n’a pas lieu ($F_{2009} < F_{MSY}$). Néanmoins, les estimations de la biomasse totale et de la biomasse du stock reproducteur indiquent une diminution marquée au cours de la dernière décennie, qui s’est accélérée dans les récentes années en raison du pourcentage élevé de prises durant la période 2003–2006. Des réductions récentes de l’effort de pêche ont mis fin à ce déclin ; cependant, il subsiste un grand nombre d’incertitudes quant à l’évaluation (WPTT, 2011).

¹s.martin@mrag.co.uk

² Filet maillant, 19,15 % ; Ligne, 12,06 % ; Canneurs, 4,27 % ; Autres, 0,56 %. Source : Données sur les captures nominales, CTOI (moyennes 2005-2009).

La gouvernance et la conservation des ressources pélagiques mondiales deviennent de plus en plus préoccupantes. L'utilisation d'aires marines protégées (AMP) pour ralentir ou inverser le déclin des stocks halieutiques et de la biodiversité dans les océans a été préconisée dans les documents de politique internationale, notamment le Plan de mise en œuvre du Sommet mondial pour le développement durable (ONU, 2002). Par conséquent, le nombre d'aires marines protégées mondialement a augmenté. Au cours de l'année 2010, trois zones fermées abondantes ont été introduites dans l'océan Indien, ce qui a permis d'étudier les effets des fermetures de grande envergure sur l'albacore. L'introduction de ces fermetures a été accompagnée d'un éventail d'objectifs, qui ne sont pas tous liés à la gestion des pêcheries.

- La Commission a opéré des fermetures saisonnières dans une zone s'étendant à partir de la zone économique exclusive somalienne (ZEE), à 0° - 10° Nord et 40° - 60° Est (Figure 1). Cette zone est fermée à la pêche à la palangre durant le mois de février, et à la pêche à senne coulissante au cours du mois de novembre (*IOTC, 2010a*). La zone fermée de la CTOI a été la seule des trois zones à être établie explicitement pour la gestion des pêcheries.
- En avril 2010, le gouvernement britannique a déclaré la ZEE des Chagos une AMP, une zone couvrant plus de 544 000 km² (*Mangi et al., 2010*). Cette AMP fut établie dans le but de préserver la biodiversité et créer un site de référence scientifique au sein de la région. L'AMP, englobant les zones côtières et pélagiques, a doublé la surface de l'océan couverte d'AMP dans le monde entier et protège environ la moitié des récifs coralliens dans l'océan, qui sont toujours considérés comme étant de « qualité supérieure ». Il y a environ 10 zones importantes pour la conservation des oiseaux, abritant des populations de plusieurs espèces d'oiseaux de mer, certaines étant les plus denses de l'océan Indien. L'aire comprend également des tortues caouanes et des tortues vertes dont les populations sont intactes et en rétablissement. La pêche commerciale à moins de 200 miles nautiques des îles a été interrompue en novembre 2010, bien que la pêche sportive soit toujours permise autour de l'île de Diego Garcia (*IOTC, 2009*).
- Le gouvernement des Maldives a suspendu tous les permis de pêche à la palangre pratiquée à l'extérieur de la ZEE (>75 miles) en mars 2010 ; cette zone est donc également protégée des flottilles de palangriers (*IOTC, 2010b*). Cette suspension a été prononcée afin de limiter l'effort de pêche à la palangre pour l'albacore et le thon obèse. Toutefois, le gouvernement compte introduire la pêche palangrière pratiquée par des pêcheurs locaux à l'extérieur de la ZEE des Maldives (*IOTC, 2011b*).

On a laissé entendre que les zones de fermeture pourraient contribuer au réapprovisionnement des stocks d'albacore dans tout l'océan Indien (*Koldewey et al., 2010*). Cependant, peu de recherches ont été effectuées concernant les impacts attendus de ces fermetures sur les espèces de thon très mobiles. Cette question a été soulignée dans le Groupe de travail sur les thons tropicaux en 2011 (WPTT, 2011), et l'efficacité des AMP pélagiques dans la protection des espèces très mobiles reste imprécise (*Game et al 2009; Kaplan et al, 2010*). La majorité des AMP existantes dans le monde entier ont été préconisées principalement pour aborder des questions spécifiques à l'échelon local, tandis que la gestion des pêches traditionnelles a généralement été employée pour traiter des problèmes liés aux populations à l'échelle régionale (*Greenstreet et al., 2009*). Le fait de savoir si les AMP pourraient remplir les objectifs de gestion à l'échelle régionale, tels que les objectifs de gestion des pêches de la CTOI, est bien moins clair (*Greenstreet et al., 2009*). Alors que les contrôles de quotas ainsi que des mesures de gestion alternatives sont actuellement à l'étude par la Commission, il est donc essentiel

que les impacts des fermetures spatiales sur les espèces pélagiques soient étudiés afin de déterminer s'ils sont en mesure d'assurer une protection suffisante pour les stocks ou si des mesures supplémentaires seraient requises, en conjonction avec les AMP.

L'on suggère que les AMP pélagiques pourraient être utilisées pour aider à protéger les espèces pélagiques très mobiles ainsi que les espèces plus sédentaires et plus littorales, car même pour les stocks de poissons situés seulement à l'intérieur d'une AMP, qui ne constitue qu'une petite partie de leur habitat, la pression globale exercée par la pêche pourrait être légèrement réduite, ce qui permettrait éventuellement une augmentation de la densité et de la biomasse individuelle, qui pourrait améliorer la santé physique et le potentiel reproducteur et, donc, un meilleur recrutement du stock (*Murawski et al., 2000; Game et al., 2009; Grüss et al., 2011*). Les AMP, toutefois, assurent une protection de moins en moins efficace en raison de la mobilité croissante de la forme adulte ou larvaire de l'espèce (*Apostolaki et al., 2002, Martell et al., 2005; West et al., 2009*). Cela s'explique principalement par le peu de temps que passe une espèce très mobile à l'intérieur d'une AMP et par le manque de protection contre les incidences à l'extérieur de l'AMP (*Hyrenbach et al., 2000*). On fait valoir que, pour qu'une AMP soit efficace pour les espèces migratoires, elle doit être de très grande étendue pour couvrir une grande proportion de l'habitat des espèces destinées à la protection (*Martell et al., 2005*). Stefansson et Rosenberg (2005) ont découvert que, pour réduire la probabilité que la biomasse du stock reproducteur (SSB) tombe en dessous du seuil de la biomasse (le plancher pour la biomasse du stock, au-dessous duquel un effondrement est susceptible de se produire), plus de 60 % de la biomasse initiale qui doit être protégée afin de reconstituer le stock sans qu'aucune autre stratégie de gestion ne soit mise en place. Dee Boersma et Parrish (1999) suggèrent, en outre, que, à l'échelle mondiale, les AMP ne seraient efficaces que si elles étaient essentiellement représentatives de toutes les zones biogéographiques (20 % de protection par zone). Un autre enjeu lié aux impacts des AMP est la préoccupation en ce qui concerne la possibilité de déplacement des pêches dans d'autres zones. Si cela se produit, l'AMP n'aura éventuellement aucun impact ou serait susceptible d'entraîner de plus grands dommages écologiques, dépendant de l'effet de la redistribution (*Roberts et al., 2005*).

La fermeture d'une section de la pêcherie du marlin rayé au sein de la ZEE mexicaine pendant trois ans est un très bon exemple de l'utilisation d'une AMP pélagique pour préserver une espèce migratoire. Cette fermeture a été bénéfique au stock et a augmenté de 240 % la CPUE (*Jensen et al., 2010*). Des sites particuliers seraient susceptibles d'affecter l'efficacité d'une AMP, tels que le ciblage de la protection de juvéniles ou de la biomasse du stock reproducteur. Peu de travail a été fait, toutefois, pour étudier les impacts sur chacun d'entre eux.

Cet article évalue les effets du réseau d'aires protégées de l'océan Indien sur l'albacore. Un modèle structuré par âge est utilisé pour évaluer les effets d'un nombre de scénarios liés principalement à l'impact des fermetures actuelles de la CTOI et d'autres fermetures, et à l'impact de l'extension de la fermeture de la zone tout au long de l'année. Le modèle étudie uniquement les effets des flottilles de senneurs et de palangriers (LL), qui réalisent la majorité des prises d'albacore dans l'océan Indien. Les flottilles de senneurs ont ensuite été séparées en catégories de flottes sur bancs libres (BL) et sur DCP (LS) pour évaluer l'effet des évolutions dans la répartition de la mortalité par pêche parmi les classes d'âge. L'effet du réseau de fermetures sur le comportement des pêches est incertain. Donc, dans un souci de simplicité, les scénarios explorés ici ont évalué les deux extrêmes pouvant se produire : l'élimination complète de l'effort et le déplacement total de l'effort, en se basant sur les prises et l'effort historiques dans chaque aire.

Scénarios explorés :

Simulation de la situation avant les fermetures de 2010

1. Toutes zones ouvertes

Simulation de la fermeture du réseau avec la fermeture spatio-temporelle actuelle de la CTOI

2. *Fermeture actuelle du réseau – prises éliminées.* Zone de la CTOI, février pour les palangriers (LL), et novembre pour les DCP (LS) et les bancs libres (BL). Prises des Chagos, éliminées toute l'année (LL, LS et BL). Prises dans la ZEE des Maldives (LL), éliminées toute l'année.

3. *Fermeture actuelle du réseau – prises redistribuées.* Zone de la CTOI, prises redistribuées en novembre pour les LS et BL. Prises des Chagos (BL et LS) redistribuées (les LL continuent de pêcher dans toutes les zones).

Simulation de la fermeture du réseau avec la fermeture de la CTOI tout au long de l'année

4. *Réseau avec la fermeture de la CTOI tout au long de l'année - prises éliminées.* Prises dans les zones de la CTOI et des Chagos, éliminées tout au long de l'année (LL, LS et BL). Prises (LL) réalisées dans la ZEE des Maldives, éliminées toute l'année.

5. *Réseau avec la fermeture de la CTOI tout au long de l'année – prises redistribuées.* Prises dans les zones de la CTOI et des Chagos redistribuées pour les LS et BL (les LL continuent de pêcher dans toutes les zones).

Les prises palangrières n'ont pas pu être redistribuées dans les scénarios 3 et 5 sous le modèle structuré actuel. Cependant, à l'intérieur de l'aire de réseau, les captures par senne coulissante constituent 94 % des prises réalisées par les flottes de palangriers et de senneurs.

2. Méthodes

Un modèle de simulation structuré par âge pour l'albacore a été conçu sur la base des données issues de l'évaluation menée en 2010 sur les stocks d'albacore dans l'océan Indien (*Langley pers comm. 2011*). Le recrutement et la mortalité par pêche ont été basés sur un échantillonnage aléatoire des années précédentes. Le modèle a été mis sur pied par étapes trimestrielles, selon 28 classes d'âge et 24 catégories de flottes pêchant dans 5 régions telles que définies dans l'évaluation des stocks (Figure 2).

La dynamique des populations est représentée par les équations standard pour un modèle de population des pêcheries structuré par âge (Équation 1 & Équation 2), dans lequel $N_{a,t}$ est l'âge a dans la période de temps t (les deux en trimestres), $N_{a-1,t-1}$ équivaut au nombre dans la classe d'âge et le pas de temps précédents, M_{a-1} est la mortalité naturelle dans la classe d'âge précédente, $F_{a-1,t-1}$ est la mortalité par pêche dans la classe d'âge précédente (calculée dans l'Équation 5) dans le pas de temps précédent, et $N_{a=28,t}$ est le groupe plus.

$$\text{Équation 1} \quad N_{a,t} = N_{a-1,t-1} e^{(-M_{a-1} - F_{a-1,t-1})}$$

$$\text{Équation 2} \quad N_{a=28,t} = N_{a-1,t-1} e^{(-M_{a-1} - F_{a-1,t-1})} + N_{a,t-1} e^{(-M_a - F_{a,t-1})}$$

En raison du faible rapport entre la SSB et le recrutement, des recrues ont été échantillonnées de manière aléatoire sur l'ensemble des années précédentes. Cinquante itérations ont été exécutées pour tenir compte de la variabilité inhérente dans l'échantillonnage historique. La sensibilité de la biomasse du stock et celle d'autres résultats aux valeurs de recrutement échantillonnées sont indiquées dans les boîtes de synthèse affichant les résultats de ces multiples séquences d'utilisation du modèle.

Le frai a lieu entre décembre et mars (*Langley et al., 2010*). Ainsi, $\frac{3}{4}$ du recrutement annuel ont été ajoutés durant le premier trimestre de l'année et $\frac{1}{4}$ durant le dernier trimestre de l'année. Les paramètres de maturité, de mortalité naturelle, de poids par âge et de sélectivité ont été obtenus à partir de l'évaluation des stocks menée en 2010 (*Langley pers comm. 2011*). Des paramètres de croissance ont été fixés à des valeurs de poids par âge qui reproduisaient la courbe de croissance déduite par Fonteneau (2008).

La mortalité totale par pêche a été échantillonnée aléatoirement en se basant sur des données historiques (1999-2009) mais, le but étant d'étudier les changements des taux de mortalité par pêche et par flotte, ces calculs ont dû être effectués séparément dans le modèle. Pour chaque trimestre prévu, les prises par flotte au temps t ($C_{f,t}$), la mortalité totale par pêche par classe d'âge dans chaque région au temps t ($F_{t,a,r}$), et le nombre de poissons par âge dans chaque région ($N_{t,a,r}$) ont été échantillonnés au hasard à partir du trimestre correspondant aux données historiques. Ces données ont été utilisées dans l'Équation 3 pour calculer la mortalité par pêche pour chacune des 24 flottes ($F_{f,t}$), multipliée par la sélectivité par âge pour chaque flotte ($S_{a,f}$) estimée à l'aide d'un algorithme numérique de recherche de racines. Les mortalités par âge ont été calculées sur la base de sélectivités fixes dans le temps.

$$\text{Équation 3} \quad C_{f,t} = \sum_a \left(\frac{F_{f,t} S_{a,f}}{F_{t,a,r} + M_a} \right) N_{a,r,t} w_a \left(1 - e^{(-F_{t,a,r} - M_a)} \right)$$

où M_a est la mortalité naturelle par âge a et w_a est le poids à l'âge a .

Cette méthode a été suivie pour toutes les flottes, à l'exception des flottes palangrières. Les prises réalisées par les flottes palangrières ont été enregistrées en nombres. La mortalité par pêche des flottes palangrières ($F_{f,a}$) a donc été calculée en termes de nombres en utilisant l'Équation 4.

$$\text{Équation 4} \quad C_{f,t} = \sum_a \left(\frac{F_{f,t} S_{a,f}}{F_{t,a,r} + M_a} \right) N_{a,r,t} \left(1 - e^{(-F_{t,a,r} - M_a)} \right)$$

Les mortalités par pêche causées par chaque flotte ont été ajoutées et pesées par nombre de poissons dans chaque région (Équation 5) pour calculer la mortalité totale par pêche.

$$\text{Équation 5} \quad F_{a,t} = \frac{\sum_r [N_{a,t,r} \sum_{f \in f,r} F_{f,t} S_{a,f}]}{\sum_r N_{a,t,r}}$$

où $F_{a,t}$ représente la mortalité totale par pêche par âge a et dans le temps t ; $N_{a,t,r}$ est le nombre par âge dans la région r et dans le temps t , $\sum_{f \in f,r} F_{a,t,f}$ est la somme des mortalités par pêche des flottes

pour chaque région par âge a et dans le temps t et $\sum_r N_{a,t,r}$ est le nombre par âge a et temps t et région r pour toutes les régions (Kleiber et al., 2006).

Pour simuler une fermeture dans laquelle l'effort de pêche a été présumé éliminé, des échantillons de prises par sennes et par palangres ont été réduits par la proportion historique moyenne (1999-2010) des prises réalisées par les flottes correspondantes dans cette zone durant le trimestre correspondant (IOTC 2011). Les mortalités par pêche par flotte estimées (\tilde{F}_f) et les mortalités par pêche par flotte réduites (\tilde{F}_f^*) ont été calculées en s'appuyant sur les prises originales (C_f) et les prises réduites (C_f^*) de chaque flotte à partir des approximations formulées dans l'Équation 6, où B_f est la biomasse exploitable pour la flotte.

$$\text{Équation 6} \quad \tilde{F}_f = -Ln\left(1 - \left(\frac{C_f}{B_f}\right)\right) \quad \tilde{F}_f^* = -Ln\left(1 - \left(\frac{C_f^*}{B_f}\right)\right)$$

Le ratio de ces mortalités par pêche par flotte estimées a été utilisé pour mettre à l'échelle la mortalité originale par pêche par flotte calculée dans l'équation (F_f) pour déterminer la mortalité réduite, par pêche par flotte, sur la base de la fermeture de la zone (F_f^*) (Équation 7).

$$\text{Équation 7} \quad F_f^* = F_f \left(\frac{\tilde{F}_f^*}{\tilde{F}_f} \right)$$

Moyenne du total de mortalité par pêche. Les valeurs \bar{F} rapportées dans les résultats se réfèrent à la moyenne F_t , de 2010 à 2030 (Équation 8).

$$\text{Équation 8} \quad F_t = \sum_a F_{a,t}$$

Pour simuler la redistribution de l'effort de l'intérieur à l'extérieur de la fermeture, les prises prévues (\hat{C}_f), qui auraient été réalisées avec le même niveau d'effort, ont été estimées en utilisant le ratio de la moyenne des CPUE des senneurs³ à l'intérieur ($CPUE_i$) et à l'extérieur ($CPUE_o$) de la zone fermée au cours des 10 dernières années, multiplié par la moyenne des prises réalisées à l'intérieur de la zone fermée durant ce trimestre (Équation 9). Les unités d'effort ont été standardisées sur la base de journées de pêche de 13 heures. Comme les unités d'effort des flottes palangrières ne pouvaient être standardisées, seules les flottes de senneurs ont été prises en compte dans les scénarios de redistribution.

$$\text{Équation 9} \quad \hat{C}_f = \frac{CPUE_o}{CPUE_i} C_{f,closedarea}$$

La CPUE n'a pu être estimée que pour les flottes de senneurs dans leur ensemble étant donné que l'effort n'a pas été signalé séparément pour la pêche sur DCP et celle pratiquée sur bancs libres.

³ Les prises ont été redistribuées seulement pour les flottes de senneurs étant donné que les données d'effort des palangriers n'ont pas pu être standardisées

Ainsi, les prises prévues (\hat{C}_f) qui auraient été réalisées en dehors de la fermeture pour le même niveau d'effort ont ensuite été séparées en prises sur bancs libres et prises sur DCP, en s'appuyant sur le pourcentage de prises à la senne coulissante réalisées sur DCP et sur bancs libres en dehors de la zone fermée.

Le nombre de prises réelles réalisées par chaque flotte à l'intérieur de la zone fermée, comme pourcentage des prises totales effectuées dans l'océan Indien par cette flotte, a ensuite été ôté des prises prévues qui auraient été réalisées par chaque flotte comme pourcentage du total des prises de cette flotte dans l'océan Indien afin de calculer la proportion globale par laquelle les prises de chaque flotte de senneurs devraient être ajustées, α_f (Équation 10). Ces valeurs sont communiquées dans le Tableau 4. Les références de coordonnées choisies pour représenter les prises approximatives de chaque flotte à l'intérieur des réseaux d'AMP sont illustrées dans le Tableau 2.

$$\text{Équation 10} \quad \alpha_f = \left(\frac{\hat{C}_f}{C_{f, \text{Indianocean}}} \right) - \left(\frac{C_{f, \text{closedarea}}}{C_{f, \text{Indianocean}}} \right)$$

3. Analyse des résultats

Pour l'ensemble des scénarios, la biomasse du stock a d'abord augmenté pour atteindre une valeur d'équilibre supérieure. Cela est dû au fait que la mortalité par pêche est échantillonnée de façon aléatoire à partir de valeurs historiques de 1999 et que la moyenne de ces valeurs est inférieure à ce qu'elle était en 2010 (Figure 3a), entraînant donc une hausse apparente de la biomasse. La biomasse du stock est donc restée au-dessus du B_{MSY} ($2,15 \times 10^6$ tonnes) dans toutes les simulations. Pour cette raison, des valeurs relatives plutôt qu'absolues constituent le cœur de cet article. Ainsi, les effets du réseau existant (scénarios 2 et 3) et du réseau à fermeture prolongée de la CTOI (scénarios 4 et 5) sont tous décrits par rapport au cas d'absence de fermeture (scénario 1). La mortalité par pêche était répartie sur les classes d'âge, avec pour résultat une sélectivité combinée de toutes les flottes, atteignant un sommet à 5 ans, soulignant la forte pression halieutique exercée sur les jeunes classes d'âge (Figure 3b).

Scénario 2 : Fermeture du réseau avec fermeture temporelle actuelle de la CTOI (effort éliminé)

Les prises d'albacore réalisées par les palangriers dans la ZEE des Maldives ont été historiquement faibles (depuis 1999) par rapport aux prises tirées ailleurs dans l'océan Indien. Cette fermeture a donc eu peu d'incidence sur les résultats. Les plus fortes baisses de mortalité par pêche relatives au scénario sans fermeture ont été causées par le retrait des prises réalisées par les flottes de senneurs dans les zones de la CTOI et des Chagos. La mortalité totale par pêche était légèrement inférieure en situation de fermeture (0,868) par rapport à celle en situation sans fermeture, avec pour résultat une probabilité de 54 % d'accroître la biomasse du stock reproducteur et du ratio adulte : juvénile et une probabilité de 56 % d'accroître la biomasse totale. La moyenne des prises totales de toutes les flottes a été réduite en 2030, liée à une probabilité de 76 %, mais il y a eu peu de changements au niveau des prises réalisées par les flottes de senneurs sur bancs libres et sur DCP.

Scénario 3 : Fermeture du réseau avec fermeture temporelle actuelle de la CTOI (effort redistribué)

La redistribution de l'effort a abouti à une réduction de la mortalité par pêche sur DCP par rapport à la situation d'absence de fermeture en raison de la redistribution de l'effort à l'extérieur de la zone fermée de la CTOI, mais a entraîné une mortalité par pêche supérieure imposée par les flottes opérant avec DCP en raison de la redistribution de l'effort à l'extérieur de la zone des Chagos. L'impact global sur la répartition de la mortalité par pêche dans les classes d'âge est donc restée à peu près stable (Figure 4). Le ratio moyen adultes : juvéniles a augmenté avec une probabilité de 56 %, mais la biomasse du stock a présenté une probabilité de 64 % de fléchir.

Scénario 4 : Fermeture du réseau avec fermeture de la CTOI tout au long de l'année (effort éliminé)

La mise en œuvre de la fermeture de la zone de la CTOI pendant toute l'année a entraîné la plus grande baisse de mortalité totale par pêche (0,764) par rapport à la mortalité en période d'absence de fermeture, la réduction principale se faisant au niveau de la mortalité juvénile (Figure 5). Cela a eu pour effet d'augmenter de 20,8 % ($\pm 11,5$) le ratio moyen adultes : juvéniles en 2030, la probabilité de la hausse étant de 66 %. La moyenne de la biomasse du stock reproducteur a aussi augmenté de 13,9 % (± 5) en 2030, avec une probabilité de 76 % en matière d'amélioration (Figure 6). Cela a été lié à un déclin de 7,9 % ($\pm 4,90$) de la biomasse totale des prises. Ce recul a surtout été observé dans les flottilles employant des DCP, alors que les prises sur bancs libres ont affiché une légère hausse. (Figure 7).

Scénario 5 : Fermeture du réseau avec fermeture de la CTOI tout au long de l'année (effort redistribué)

La redistribution de l'effort en dehors de la zone fermée de la CTOI s'est traduite par une augmentation des prises réalisées par les flottilles de senneurs pêchant sur bancs libres à l'extérieur de la zone au cours de chaque trimestre, avec une réduction correspondante des prises sur DCP. Cependant, le pourcentage de hausse sur bancs libres a atteint une maximale de 106 % dans un trimestre (Figure 7), alors que la réduction maximale enregistrée pour la pêche sur DCP n'a atteint que 38 %. La mortalité globale par pêche a donc été légèrement supérieure à celle du scénario sans fermeture (0,893), celle des juvéniles étant relativement plus faible (Figure 4). La probabilité de déclin du ratio adultes : juvéniles était de 74 %, sur la base de la redistribution, et il y a eu peu de changement au niveau de la biomasse du stock, dont la probabilité de déclin, compte tenu de l'effort redistribué, était de 54 %.

4. Discussion

En tenant compte de la situation existante dans l'océan Indien (réseau avec fermeture saisonnière de la CTOI), les résultats obtenus des modèles suggèrent que le réseau actuel d'AMP aura peu d'incidence sur l'état des stocks d'albacore, indépendamment du fait que l'effort soit éliminé ou redistribué. Toutefois, l'extension de la fermeture de la zone de la CTOI tout le long de l'année dans le réseau, et partant de l'hypothèse que l'effort de pêche fut entièrement supprimé, a généré les résultats de conservation les plus bénéfiques. Ce scénario a entraîné le plus grand déclin de la mortalité totale par pêche ainsi qu'une réduction relative de la mortalité par pêche des classes d'âge plus jeunes, ce qui a donné lieu à une moyenne du stock de biomasse sensiblement plus élevée en 2030 et au rétablissement des classes d'âge plus avancées. Cela est dû au fait que la plus grande baisse de mortalité par pêche est survenue pour les flottilles de senneurs opérant sur DCP dans la zone fermée de la CTOI (Tableau 1). Il a été suggéré que l'établissement d'AMP dans des zones où les juvéniles sont souvent capturés permettrait d'accroître la survie de cette classe d'âge ainsi que le recrutement dans le stock reproducteur (Mees *et al.*, 2010, Grüss *et al.*, 2011a). Cette suggestion

a été appuyée par une étude de modélisation du thon obèse dans l’océan Pacifique (*Sibert et al., 2011*).

Néanmoins, les améliorations n’ont été constatées que dans les scénarios s’appuyant sur l’hypothèse de l’élimination complète de l’effort à partir de toutes les zones fermées (c.-à-d. pas de redistribution d’effort vers d’autres sites). Il est possible que l’effort général soit réduit en quelque sorte ; un nombre de palangriers ont déjà quitté l’océan à cause du risque élevé d’attaques de pirates et il a été suggéré qu’une réduction des zones de l’océan disponibles pour la pêche pourrait occasionner une baisse de l’effort de pêche par le biais de mesures de retrait de certains navires (*Koldewey et al., 2010*). Cependant, l’hypothèse la plus probable est que la pêche se passerait alors ailleurs dans l’océan, et une étude des incidences de cette possibilité est nécessaire dans le contexte d’une approche de précaution à la gestion de l’albacore. Aucun des scénarios de redistribution modélisés ici ne témoigne de toute amélioration importante de l’état du stock relative à la non fermeture de toutes les zones, indiquant la mesure dans laquelle le déplacement de l’effort est capable de contrer les bénéfices (*Baum et al., 2003*). Cela peut aussi être attribué, en partie, au fait que le réseau n’a été fermé qu’aux flottilles de senneurs dans le scénario de redistribution. L’impact de la zone fermée de la CTOI pourrait donc être plus important que les résultats ne l’indiquent. Cependant, bien que les engins artisanaux réalisent un pourcentage important des prises totales d’albacore dans l’océan Indien (~40 %), aucune prise historique n’est déclarée dans la base de données de la CTOI pour les zones fermées et donc aucune protection modélisée n’est offerte par les zones fermées à la pêche effectuée par ces types d’engins. Les prises artisanales ne seraient pertinentes qu’à la zone de la CTOI, étant donné que seules les flottilles de senneurs et de palangriers n’étaient autorisées à pêcher dans les Chagos avant 2010, et que les Maldives n’autorisaient que les palangriers étrangers, outre leur flottille nationale. De plus, alors que le scénario de redistribution ne ferme le réseau qu’aux engins senneurs, les prises palangrières ne représentent seulement 6 % des prises totales réalisées à l’intérieur du réseau. Le réseau a donc un plus grand impact sur les prises à senne coulissante (Tableau 5).

La précision des prises obtenues de chaque zone ne se limite qu’au degré des données enregistrées, c.-à-d. 1° x 1° pour les flottilles de senneurs et 5° x 5° pour les flottilles palangrières. Ainsi, les références de coordonnées choisies pour représenter les AMP étaient inévitablement des approximations des limites de la zone fermée en raison de l’ampleur de ce rapport. Le modèle présume l’existence d’un seul stock, ce qui fait qu’il n’y a aucune hypothèse explicite au sujet du temps de résidence, et les variations au niveau de la mortalité par pêche reposent plutôt sur les prises précédentes à l’intérieur des zones fermées. Cette méthode est suffisamment simple pour éviter tout manque d’information concernant les parcours exacts de déplacement des thonidés. En outre, il n’existe, à présent, aucune donnée ou preuve indépendantes de la pêche dans l’océan Indien capables de vérifier l’hypothèse selon laquelle un séjour à lieu. La récupération des marques dans le cadre du RTTP-IO avance des preuves de grands déplacements d’albacores, appuyant l’hypothèse d’un seul stock dans l’océan Indien, aux fins de gestion (*IOTC, 2009*). Si l’on fait l’hypothèse que la durée du temps de résidence est faible ou inexistante, cela présenterait une approche plus prudente que la supposition d’un temps de résidence élevé.

Le modèle s’est appuyé sur les résultats issus de l’évaluation des stocks entreprise en 2010, qui présentait un degré élevé d’incertitudes, lesquelles se traduisent dans le modèle présenté dans ce document. Néanmoins, ces résultats contiennent les meilleures informations actuellement disponibles. Il y avait également beaucoup d’incertitudes liées au recrutement modélisé, qui reposait sur des estimations historiques. A cause de cela, 50 itérations ont été exécutées, avec pour

conséquence les larges barres d'erreurs. Les hypothèses concernant la dynamique des flottilles étaient fort simplistes ; l'incorporation de la dynamique des flottes pour modéliser la redistribution de l'effort de pêche fournirait une distribution plus réaliste de l'effort de pêche, et les résultats présentés dans ce document ne tiennent pas compte des enjeux liés au respect des règles. Par exemple, en tenant compte du cas de la fermeture dans le Golfe de Guinée introduite par l'ICCAT, dû au manque d'application des règles, la pêche illégale à l'extérieur de la zone a été pratiquée et l'AMP a effectivement échoué (*Kaplan et al., 2009*).

Pourtant, malgré les mises en garde, les résultats relatifs à l'albacore présentés dans ce document sont soutenus par des résultats similaires obtenus par l'entreprise d'une étude sur les effets des fermetures sur les populations de thon obèse dans le Pacifique (*Sibert et al., 2011*). Cette étude de modélisation a employé des hypothèses similaires au sujet de la dynamique des flottilles et de la redistribution en se basant sur les données historiques types sur la CPUE, et a découvert que les effets bénéfiques de la fermeture sur la biomasse du stock n'étaient pas décelables lorsque l'effort était redistribué. Avec l'élimination de l'effort, les avantages étaient petits mais évidents, et ont accru avec l'addition d'une autre flottille à la fermeture (<4 % et 7 % respectivement).

Game et al (2009) font valoir que les AMP représentent une approche plus prudente à la conservation pélagique que le fait de se tourner vers d'autres contrôles de gestion des pêches de certaines espèces. Toutefois, sur la base de ces résultats, une approche de précaution à la conservation de l'albacore impliquerait la mise en œuvre de mesures supplémentaires de gestion telles que des quotas ou des restrictions concernant les engins de pêche, à appliquer parallèlement à toute fermeture. Il est à craindre que les AMP génèrent un faux sentiment de sécurité s'il est supposé qu'elles assurent des avantages halieutiques, car cela pourrait réduire la pression concernant la mise en œuvre de mesures supplémentaires de gestion (*Kaplan et al., 2009*). Il est donc prudent de ne pas surestimer les impacts des fermetures, surtout lorsqu'elles ont été établies pour réaliser toute une série d'objectifs, qui ne sont pas nécessairement liés aux pêcheries. Les conclusions préliminaires présentées dans ce document suggèrent qu'il est peu probable que le réseau actuel de fermetures puisse assurer seul le rétablissement de l'albacore, et des dispositions en matière de gestion seraient quand même requises pour être en conformité avec le Principe de précaution.

5. Résumé et conclusions

Un réseau de fermetures de grande envergure qui comportent un ensemble d'objectifs qui ne sont pas tous liés aux pêcheries, a été introduit dans l'océan Indien au cours de l'année 2010, englobant la région occupée par les pêcheries de thonidés gérées par la CTOI. Ce document examine l'impact du réseau de fermetures sur l'état des stocks d'albacore par rapport à un scénario d'absence de fermeture et discute des options de gestion relatives au Principe de précaution. Cette étude examine la situation existante en cas de fermeture de la zone de la CTOI pour un mois respectif de l'année pour chaque engin de pêche, à savoir, en février pour les palangriers, et en novembre pour les senneurs ; et en cas de fermeture de la zone de la CTOI pendant toute l'année pour les senneurs comme pour les palangriers. Dans ces deux scénarios, les fermetures des Chagos et des Maldives sont aussi appliquées tout au long de l'année. Seuls les changements éventuels des pratiques de pêche ont été pris en compte : l'élimination complète de l'effort qui se serait produit à l'intérieur des zones fermées, et le déplacement et la redistribution totaux de l'effort, sur la base des prises et des efforts historiques dans chaque zone. La redistribution de l'effort n'ayant été simulée que pour les flottilles de senneurs, cette redistribution dans le contexte des palangriers est un domaine sur lequel l'étude devrait se pencher davantage. Il est aussi possible d'affiner cette approche pour tenir compte de la dynamique des

flottes, y compris toute violation éventuelle des zones fermées. Des recherches supplémentaires seraient également utiles pour examiner la base écologique du réseau ; la zone de la CTOI protège en grande partie les juvéniles alors que les zones des Chagos et des Maldives protègent un plus gros pourcentage d'adultes. L'établissement de zones additionnelles serait-il utile à des fins de gestion de pêcheries ?

Nous avons appliqué un modèle de simulation structuré par âge de l'albacore, enrichi des meilleures données actuellement disponibles qui, en dépit des incertitudes, permettent la formulation de conseils en matière de gestion préventive, à défaut d'autres données. Les résultats du modèle suggèrent que le réseau existant, dans le cadre d'une fermeture CTOI de deux mois seulement, a peu d'impact sur les stocks d'albacore, que l'effort soit éliminé ou redistribué. Toutefois, avec une fermeture de la zone de la CTOI portant sur toute l'année, le réseau était en mesure de produire des avantages en matière de conservation, améliorant l'état des stocks d'albacore sous l'hypothèse d'une élimination totale de l'effort dans la zone du réseau. Sous l'hypothèse que l'effort de pêche soit entièrement supprimé, la biomasse du stock a augmenté, notamment dans les classes d'âge avancées. Cependant, dans le scénario d'une fermeture de la CTOI étendue toute l'année, l'effort étant réparti uniformément à l'extérieur de la zone (pour les flottes de senneurs seulement), il y a eu peu d'impact sur l'état des stocks d'albacore et la biomasse n'a connu aucune variation, bien qu'un changement dans la répartition selon l'âge de la population a eu lieu en raison de la protection des juvéniles dans la zone de la CTOI. Nos conclusions sont soutenues par une étude complémentaire sur l'impact des fermetures du Pacifique sur le thon obèse (*Sibert et. al. 2011*).

Dans l'adoption d'une approche prudente à la gestion, nous devons tenir compte du fait que l'effort serait redistribué. L'analyse suggère que ni le réseau existant de fermetures, ni un scénario selon lequel la fermeture de la CTOI serait étendue tout au long de l'année ne procureront suffisamment d'avantages en termes de gestion pour la protection des stocks d'albacore. Il serait donc prudent de compléter les fermetures avec des mesures de gestion supplémentaires, soit pour réduire l'effort de pêche qui, comme nous l'avons constaté, a le potentiel de fournir des avantages en matière de conservation, soit pour appliquer des contrôles sur les prises tels que le système d'attribution de quotas stipulé dans la Résolution 10/01.

6. Références

- Anonymous (2009) Report of the IOTC Performance Review Panel: January 2009. Indian Ocean Tuna Commission. 56pp*
- Apostolaki, P., Milner-Gulland, E. J., McAllister, M. K. and Kirkwood, G. P. 2002. Modelling the effects of establishing a marine reserve for a mobile fish species. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59, p 405–415.*
- Baum, J. Myers, R., Kehler, D., Worm, B., Harley, S., Doherty, P., 2003. Collapse and conservation of shark populations in the northwest Atlantic. Science 299 (17) 389-392.*
- Dee Boersma, P. and Julia K. Parrish, J.K. 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. Ecological Economics, 31: 287–304.*
- Fonteneau, A. 2008. A working proposal for a yellowfin growth curve to be used during the 2008 yellowfin stock assessment. IOTC-2008-WPTT-4.*

Game, E.T., Grantham, H.S., Hobday, A.J., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Beckley, L.E., Gjerde, K., Bustamante, R., Possingham, H.P. and Richardson, A.J. 2009. Pelagic protected areas; the missing dimension in ocean conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, p 360-369.

Greenstreet, S. P. R., Fraser, H. M., and Piet, G. J. 2009. Using MPAs to address regional-scale ecological objectives in the North Sea: modelling the effects of fishing effort displacement. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 90–100.

Grüss, A., Kaplan, D.M. and Hart, D.R. 2011. Relative impacts of adult movement, larval dispersal and harvester movement on the effectiveness of reserve networks, *PLoS ONE*, 6 (5): e19960. doi:10.1371/journal.pone.0019960

Hallier, J.P. and Gaertner, D. 2008. Drifting fish aggregation devices could act as an ecological trap for tropical tuna species. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 353: 255–264.

Halpern, B.S., Lester, S.E. and McLeod, K.L. 2009. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *PNAS*, 107(43):18312-19317.

Hyrenbach, K.D., Forney, K.A. and Dayton, P.K., 2000. Marine protected areas and ocean basin management. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 10, p 437–458

IOTC 2011a. Catch and Effort Database. Available to download at: <http://www.iotc.org/English/data/databases.php> [Accessed 8/9/11]

IOTC 2011b. Report of Implementation. Eight Session of the CoC, Colombo, Sri-Lanka, March 14 - 16, 2011.

IOTC, 2010a. Estimates of the Catch Reductions that might have been achieved historically through the application of the Time/Area Closures proposed in IOTC Resolution 10/01. IOTC-SC-2010-14.

IOTC, 2010b. National Report: Maldives. IOTC Scientific Committee, Mahé, Seychelles, 4-6 December 2010. 15p.

IOTC. 2009. Indian Ocean Tuna Commission.. Report of the Twelfth Session of the Scientific Committee of the IOTC. IOTC-2009-SC-R[E].

Jensen, O.P., Ortega-Garcia, S., Martell, S.J., Ahrens, R.N., Domeier, M.L., Walters, C.J. and Kitchell, J.F 2010. Local management of a ‘highly migratory species’: The effects of long-line closures and recreational catch-and-release for Baja California striped marlin fisheries. *Progress in Oceanography*. 86: p 176–186.

Kaplan DM, Chassot E, Gruss A, Fonteneau A (2010) Pelagic MPAs: The devil is in the details. *Trends in Ecology & Evolution* 25:62-63, doi:10.1016/j.tree.2009.09.003.

Kleiber, P., Hampton, J. And Fournier, D.A., 2006. MULTIFAN-CL User’s Guide. 117p. www.multifan-cl.org.

Koldewey, H., Curnick, D., Harding, S., Harrison, L. and Gollock, M., 2010. Potential benefits to fisheries and biodiversity of the Chagos Archipelago/British Indian Ocean Territory as a no-take marine reserve. *Marine Pollution Bulletin*.

Langley, A., Herrera, M., Hallier, J. and Million, J. 2010. Stock assessment of yellowfin tuna in the Indian Ocean using MULTIFAN-CL, IOTC-2010-WPTT-23.

- Mangi, S., Hooper, T., Rodwell, L., Simon, D., Snoxell, D., Spalding, M., Williamson, P., 2010. *Establishing a marine protected area in the Chagos Archipelago: socioeconomic considerations. Report of the workshop held 7th January, 2010, Royal Holloway, University of London, UK. pp. 26.*
- Martell, S.J.D., Essington, T.E., Lessard, B., Kitchell, J.F., Walters, C.J. and Boggs, C.H. 2005. *Interactions of productivity, predation risk, and fishing effort in the efficacy of marine protected areas for the central Pacific. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62(6), p 1320–1336*
- Mees, C. A., Arthur, R., Davies, T., Hooper, J., Moir Clark, J., Parkes, G., Pearce, J. and Wilson, O. 2010. *MRAG Ltd response to Consultation on whether to establish a marine protected area in the British Indian Ocean Territory. MRAG.*
- Murawski, S.A., Brown, R., Lai, H.L., Rago, P.J. and Hendrickson, L. 2000. *Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. B Mar Sci. 66: p 775–798.*
- Roberts, C. M., Hawkins, J.P. and Gell, F.R. 2005. *The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. Phil. Trans. R. Soc. B, 360, p 123–132; doi:10.1098/rstb.2004.1578*
- Sibert, J. Senina, I. and Lehodey, P. 2011. *Prospects for effective conservation of bigeye stocks in the Western Central Pacific Ocean. Scientific committee Seventh Regular Session, 9-17 August 2011. Pohnpei, Federated States of Micronesia.*
- Stefansson, G. and Rosenberg, A.A. 2005. *Combining control measures for more effective management of fisheries under uncertainty: quotas, effort limitation and protected areas. Phil. Trans. R. Soc B (2005) 360, p 133-146*
- UN, 2002. *Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development. World Summit on Sustainable Development, 4 September 2002. No. A/CONF.199/20. United Nations. <http://www.un-documents.net/jburgpln.htm>*
- West, C. D., Dytham, C., Righton, D., and Pitchford, J.W. 2009. *Preventing overexploitation of migratory fish stocks: the efficacy of marine protected areas in a stochastic environment. – ICES Journal of Marine Science, 66: 1919–1930.*
- WPTT, 2011. *Report of the Thirteenth Session of the IOTC Working Party on Tropical Tunas. Lankanfinolhu, North Malé Atoll, Republic of Maldives, 16–23 octobre 2011. 85p.*

Tableau 1. Moyenne de variation en pourcentage de la biomasse des prises à la senne coulissante (DCP et BL) et moyenne de variation en pourcentage du nombre des prises des flottilles de palangriers (LL) pour chaque fermeture de zone. Estimations tirées de la base de données de la CTOI de 1999 (*IOTC, 2011a*).

| Scénario | Trimestre | Fermeture Chagos (% variation des prises) | | | Fermeture CTOI (% variation des prises) | | | Maldives |
|---|-----------|--|--------|-------|--|---------|-------|----------|
| | | DCP | BL | LL | DCP | BL | LL | LL |
| 4 CTOI (mois), Chagos, Maldives éliminé | 1 | -4,51 | -10,40 | -0,58 | - | - | -5,48 | -0,13 |
| | 2 | - | - | -1,38 | - | - | -4,77 | -0,35 |
| | 3 | - | - | -3,59 | - | - | -0,71 | -0,44 |
| | 4 | -0,78 | -15,48 | -4,14 | -21,57 | -8,97 | -5,84 | -0,53 |
| 5 CTOI (mois), Chagos, Maldives redistribué | 1 | +10,37 | +3,55 | - | - | - | - | - |
| | 2 | - | - | - | - | - | - | - |
| | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| | 4 | +8,38 | -7,67 | - | -9,53 | +1,90 | - | - |
| 6 CTOI (tte l'année), Chagos, Maldives éliminé | 1 | -4,51 | -10,40 | -0,58 | -30,01 | -4,54 | -5,48 | -0,13 |
| | 2 | - | - | -1,38 | -21,46 | -2,97 | -4,77 | -0,35 |
| | 3 | - | - | -3,59 | -62,45 | -4,66 | -0,71 | -0,44 |
| | 4 | -0,78 | -15,48 | -4,14 | -60,22 | -12,99 | -5,84 | -0,53 |
| 7 CTOI (tte l'année), Chagos, Maldives redistribué | 1 | +10,37 | +3,55 | - | -24,12 | +3,49 | - | - |
| | 2 | - | - | - | -8,99 | +12,44 | - | - |
| | 3 | - | - | - | -18,92 | +105,83 | - | - |
| | 4 | +8,38 | -7,67 | - | -38,29 | +34,99 | - | - |

Tableau 2. Coordonnées utilisées pour les zones sélectionnées. Des coordonnées à 7 chiffres, le tableau ci-dessous expose les coordonnées de quadrillage utilisées pour chaque zone fermée.

| | Données senne coulissante | | Palangre | | Autre | | | | | |
|------------------|---------------------------|-----------|----------|-----------|----------|----------|--------|-----------|--------|-----------|
| | Chagos | Zone CTOI | Chagos | Zone CTOI | Maldives | Maldives | Chagos | Zone CTOI | Chagos | Zone CTOI |
| Taille | 5 | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 | 3 | 3 | 1 | 1 |
| Quadrant | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 1 |
| Latitude | 2-9 | 0-9 | 0-5 | 0-5 | 0-5 | 0 | 0 | 0 | 0-5 | 0-5 |
| Longitude | 67-75 | 40-59 | 65-70 | 40-55 | 70 | 70 | 70 | 40-50 | 70 | 40-50 |

Tableau 3. Moyenne des rendements en 2030 avec 95 % des intervalles de confiance (CI).

| | Scénario | Mortalité par pêche ⁴ | Nombre de stocks (millions) | Ratio adultes : juvéniles | Biomasse du stock (1000 tonnes) | Biomasse du stock reproducteur (1000 tonnes) | Biomasse du total des captures (tonnes) |
|---|--|----------------------------------|-----------------------------|---------------------------|---------------------------------|--|---|
| 1 | Toutes zones ouvertes | 0,899 | 275 (±16) | 0,433 (±0,04) | 3,885 (±122) | 3,521 (±129) | 98,998 (±6,670) |
| 4 | CTOI (mois), Chagos, Maldives fermées – éliminé | 0,868 | 267 (±13) | 0,474 (±0,05) | 3,989 (±202) | 3,658 (±205) | 92,326 (±5,246) |
| 5 | CTOI (mois), Chagos, Maldives fermées – redistribué | 0,903 | 250 (±19) | 0,46 (±0,04) | 3,631 (±173) | 3,308 (±166) | 91,872 (±6,209) |
| 6 | CTOI (tte l'année), Chagos, Maldives fermées – éliminé | 0,764 | 279 (±18) | 0,52 (±0,05) | 4,378 (±181) | 4,009 (±176) | 91,227 (±4,849) |
| 7 | CTOI (tte l'année), Chagos, Maldives fermées – redistribué | 0,893 | 286 (±16) | 0,397 (±0,04) | 3,809 (±131) | 3,433 (±137) | 95,483 (±5,776) |

⁴ Moyenne du total de mortalité par pêche sur les années prévues

Tableau 4. Différence (%) entre les valeurs moyennes en 2030 pour chaque scénario de fermeture et pour celui des zones ouvertes. 95 % des IC sont fournis dans la première série de parenthèses et la probabilité que la différence soit positive se trouve dans la deuxième série de parenthèses.

| Scénario | Mortalité par pêche ⁵ | Nombre de stocks (différence en %) | Adultes : juvéniles (différence en %) | Biomasse du stock (différence en %) | Biomasse du stock reproducteur (différence en %) | Biomasse du total des prises (différence en %) |
|---|----------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|--|--|
| 2 CTOI (mois), Chagos, Maldives éliminées | 0,868 | -3,23 (±4,64) (44 %) | 9,50 (±10,52) (54 %) | 2,66 (±5,21) (56 %) | 3,88 (±5,82) (54 %) | -6,74 (±5,30) (24 %) |
| 3 CTOI (mois), Chagos, Maldives redistribuées | 0,903 | -9,13 (±6,75) (28 %) | 6,33 (±10,12) (56 %) | -6,55 (±4,46) (36 %) | -6,05 (±4,72) (40 %) | -7,20 (±6,27) (36 %) |
| 4 CTOI (tte l'année), Chagos, Maldives éliminées | 0,764 | 1,36 (±6,38) (38 %) | 20,81 (±11,46) (66 %) | 12,67 (±4,65) (76 %) | 13,86 (±5,00) (76 %) | -7,85 (±4,90) (36 %) |
| 5 CTOI (tte l'année), Chagos, Maldives redistribuées | 0,893 | 3,997 (±5,91) (54 %) | -8,28 (±9,65) (26 %) | -1,96 (±3,36) (46 %) | -2,50 (±3,88) (44 %) | -3,55 (±5,83) (38 %) |

⁵ Moyenne du total de mortalité par pêche sur les années prévues

Tableau 5. Moyenne des prises mensuelles par type d'engin en tonnes métriques, de 1999-2009 (base de données CTOI, 2011). Aucune prise par d'autres types d'engins n'a été enregistrée dans ces zones. Les prises palangrières enregistrées en nombres ont été multipliées par le poids moyen des poissons pendant la même période (0,034t) pour évaluer la biomasse

| 2 | Palangre | | | | | Senne coulissante sur bancs libres* | | | | Senne coulissante sur DCP* | | | |
|----|----------|--------|------|----------|-------|-------------------------------------|--------|-------|----------|----------------------------|--------|------|----------|
| | mois | Chagos | CTOI | Maldives | Total | Protégées | Chagos | CTOI | Total OI | Protégées | Chagos | CTOI | Total OI |
| 1 | 40 | 243 | 9 | 3549 | 8 % | 3086 | 963 | 15990 | 25 % | 242 | 92 | 845 | 39 % |
| 2 | 18 | 124 | 4 | 2894 | 5 % | 68 | 122 | 10515 | 2 % | 57 | 737 | 2386 | 33 % |
| 3 | 29 | 142 | 12 | 2696 | 7 % | 0 | 292 | 3812 | 8 % | 0 | 1163 | 3408 | 34 % |
| 4 | 24 | 243 | 11 | 2934 | 9 % | 0 | 17 | 2650 | 1 % | 0 | 456 | 2950 | 15 % |
| 5 | 50 | 163 | 18 | 2759 | 8 % | 0 | 79 | 2688 | 3 % | 0 | 277 | 1610 | 17 % |
| 6 | 29 | 31 | 8 | 1688 | 4 % | 0 | 249 | 6269 | 4 % | 0 | 713 | 2178 | 33 % |
| 7 | 48 | 32 | 4 | 1147 | 7 % | 0 | 185 | 7190 | 3 % | 0 | 1739 | 3487 | 50 % |
| 8 | 48 | 11 | 14 | 1226 | 6 % | 0 | 38 | 1234 | 3 % | 0 | 3884 | 5565 | 70 % |
| 9 | 55 | 17 | 9 | 1031 | 8 % | 0 | 227 | 1238 | 18 % | 0 | 4326 | 6880 | 63 % |
| 10 | 59 | 14 | 7 | 1066 | 7 % | 0 | 506 | 2738 | 18 % | 3 | 4548 | 7032 | 65 % |
| 11 | 76 | 54 | 10 | 1333 | 10 % | 116 | 1323 | 3372 | 43 % | 37 | 3043 | 5216 | 59 % |
| 12 | 70 | 227 | 8 | 2242 | 14 % | 2166 | 86 | 8633 | 26 % | 70 | 904 | 1858 | 52 % |

* moyenne des prises de 1999 à 2006 (l'année la plus récente disponible au moment du téléchargement : Aout 2011).

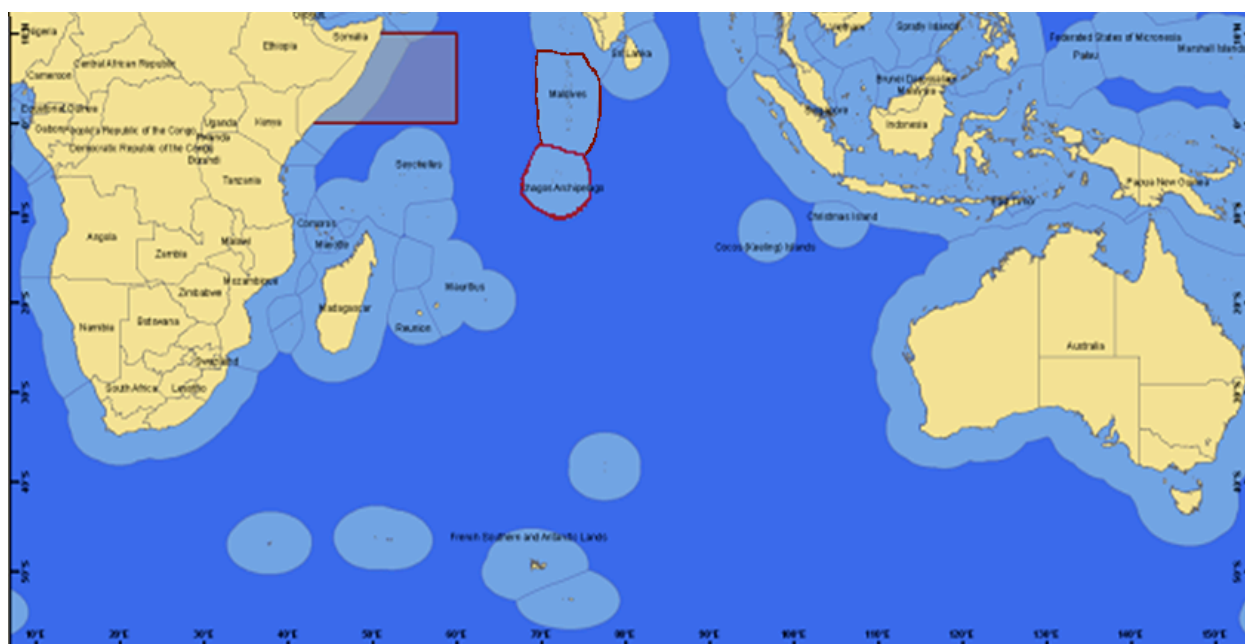


Figure 1. Localisation des ZEE des Chagos et des Maldives, et de la zone fermée de la CTOI

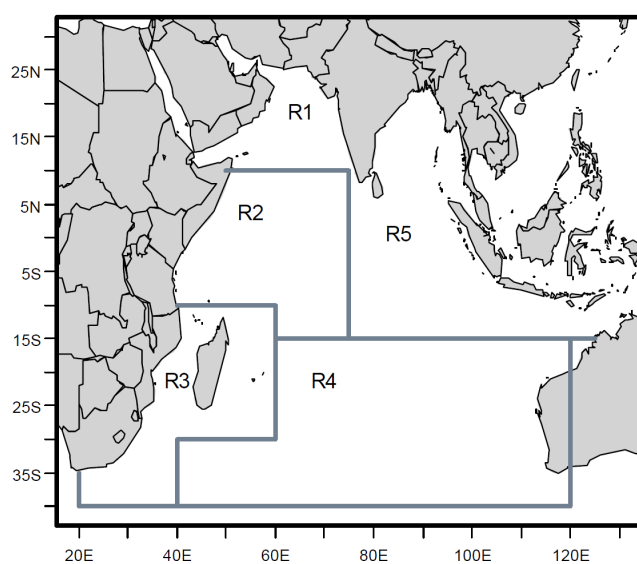
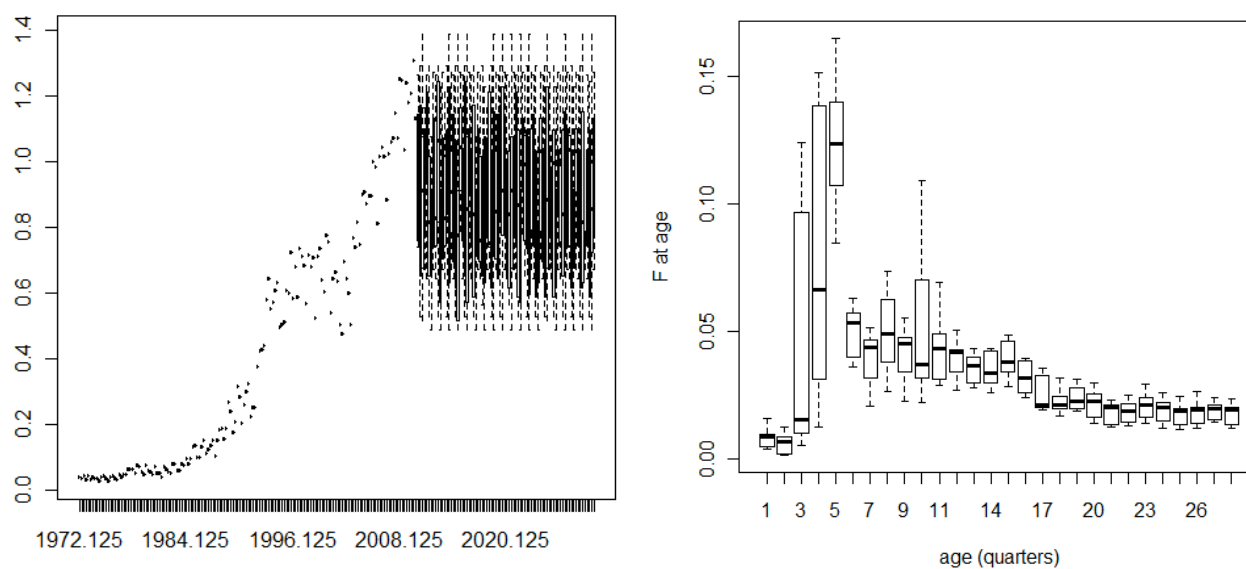


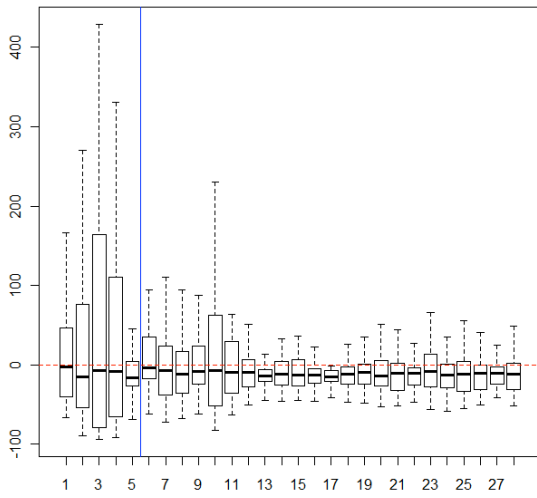
Figure 2. Stratification spatiale de l'océan Indien dans le cadre de l'évaluation MULTIFAN-CL (Langley *et al.*, 2010).



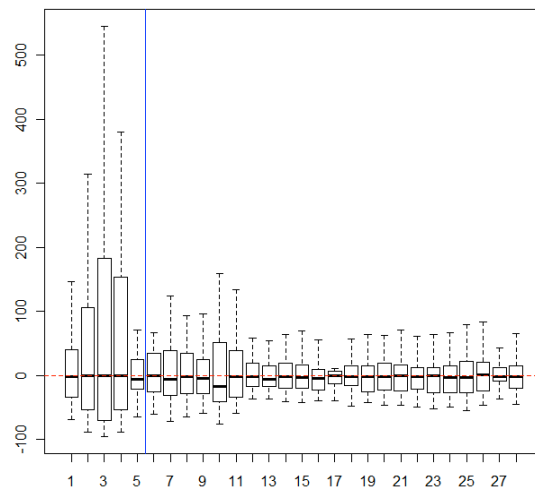
a)

b)

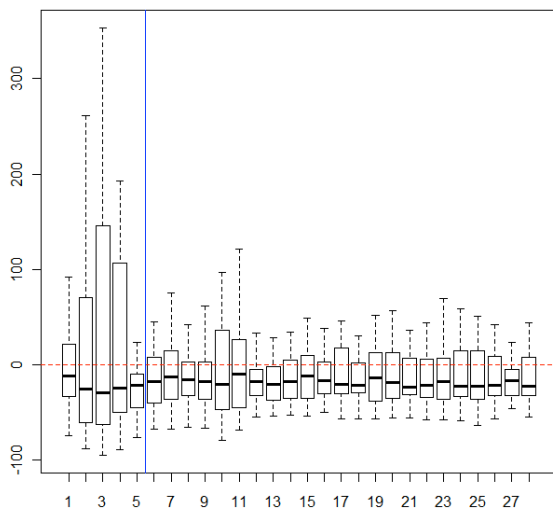
Figure 3 : a) Mortalité totale par pêche sur l'ensemble des classes d'âges pour la durée (F_t), toutes zones étant ouvertes ; b) distribution de F sur les classes d'âges en l'absence de fermeture de zones.



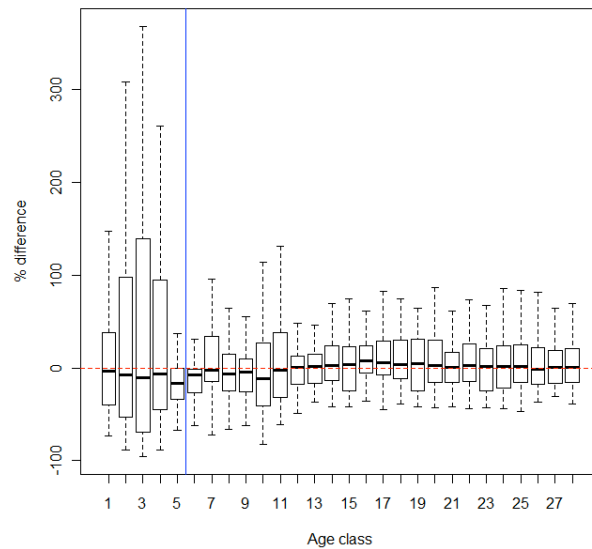
a)



b)

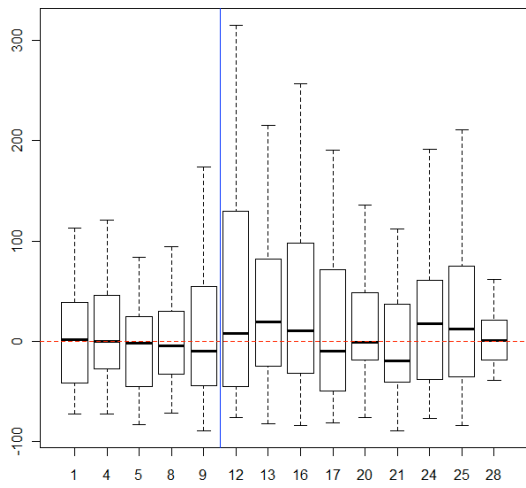


c)

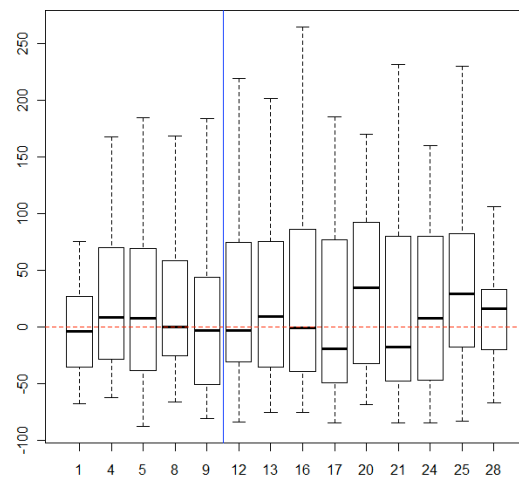


d)

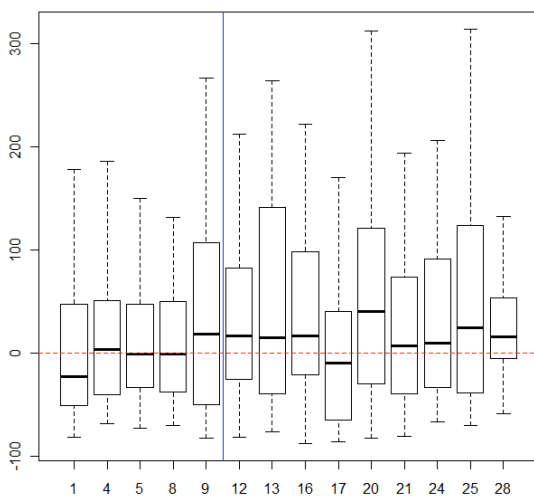
Figure 4. Différence (%) dans la mortalité par pêche parmi les classes d'âge pour les scénarios 2-5 (a-d). Age de maturité indiqué par la ligne bleue.



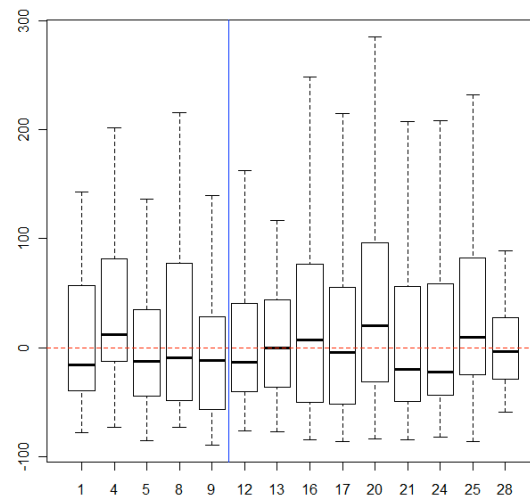
a)



b)



c)



d)

Figure 5. Différence (%) dans la proportion des nombres par âge, scénarios 2-5 (a-d)

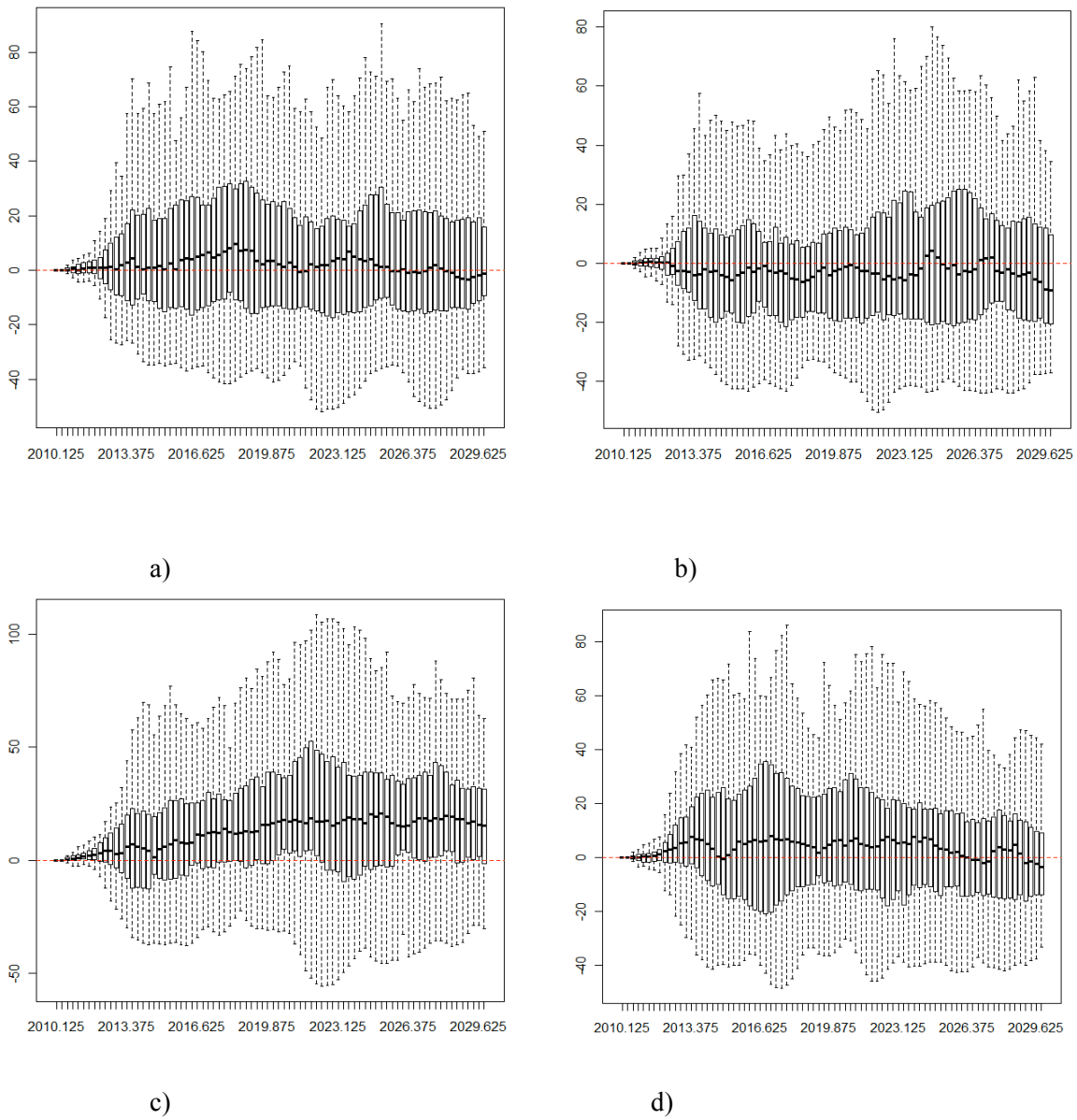
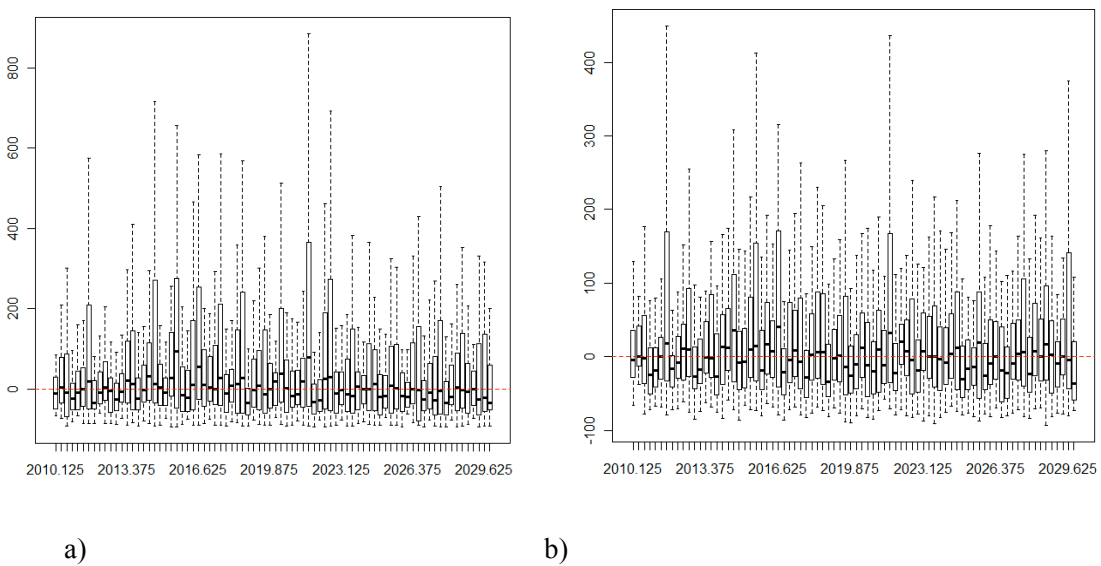
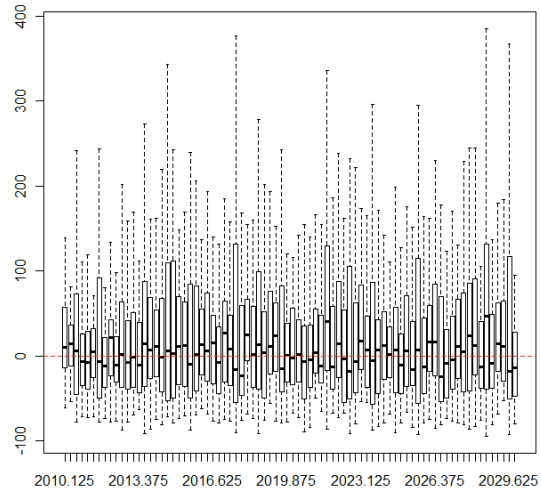
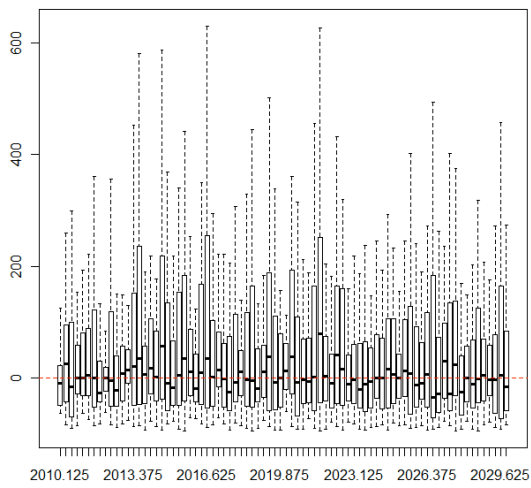
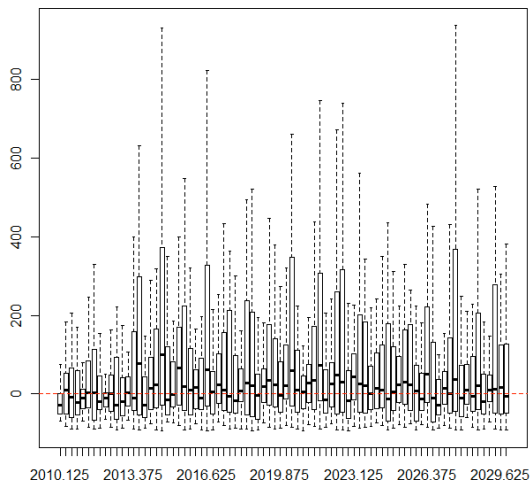


Figure 6. Différence (%) dans la biomasse du stock reproducteur pour les scénarios 2-5 (a-d)

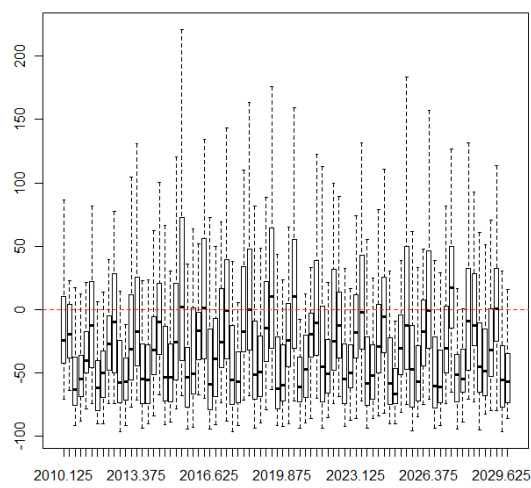




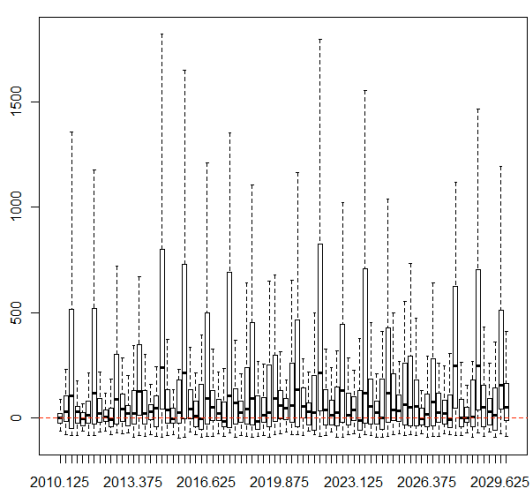
c)



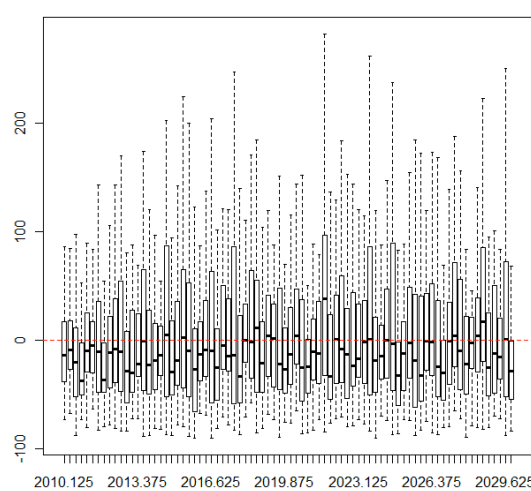
d)



e)



f)



g)

h)

Figure 7. Différences (%) dans les prises sur bancs libres pour les scénarios 2-5 (a,c,e,g) et les LS pour les scénarios 2-5 (b,d,f,h).