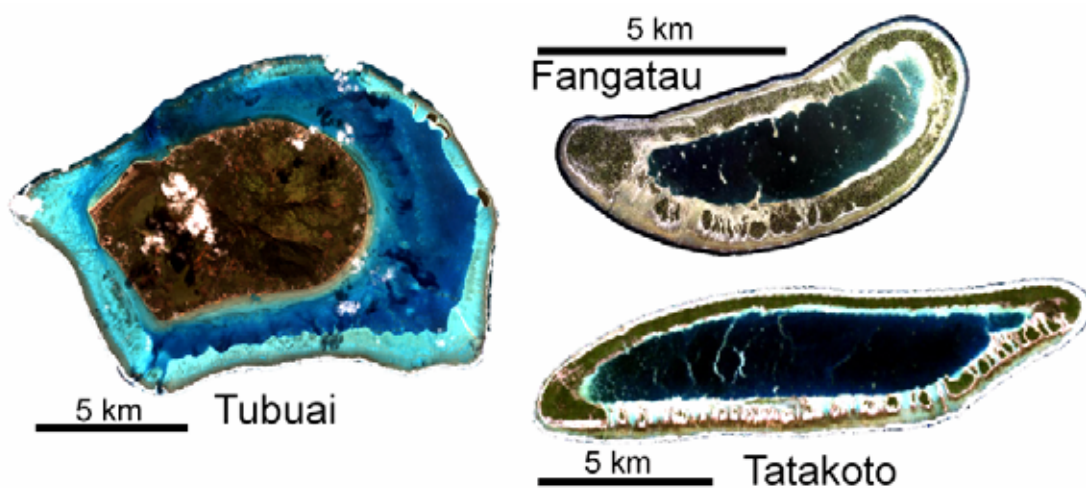


*Dynamique des populations, modélisation Halieutique, approche de précaution et
stratégie de co-gestion adaptative des pêcheries de bénéitiers de trois îles de
Polynésie française.*



**Rapport Final
Convention 6.0080**

*Antoine Gilbert
Serge Andréfouët
Didier Gascuel*

Mars. 2007

Résumé

De nombreuses îles et atolls isolés de Polynésie française possèdent aujourd'hui encore une extraordinaire abondance et dominance en bécotiers de l'espèce *Tridacna maxima*, un coquillage considéré en danger dans de nombreuses régions du Pacifique. L'augmentation de la pression de pêche pour approvisionner le marché tahitien, la vulnérabilité de l'espèce ciblée et la petite taille des lagons exploités risquent, si rien n'est fait, de conduire à l'effondrement de ces pêcheries artisanales socio-économiquement très importantes.

Tatakoto, Fangatau et Tubuai, principales îles exportatrices de chair de bécotiers pour fournir le marché de Tahiti, ont plus particulièrement été étudiées. L'ensemble des travaux réalisés (études des pêcheries, des stocks et de la dynamique des populations) a permis la réalisation d'analyses halieutiques classiques nécessaires à l'utilisation de modèles usuels de dynamique des populations. Le concept de rendement par recrue et ses prolongements, préconisés au cours du dernier groupe de travail sur les pêcheries d'invertébrés à Halifax en 2002, ont été utilisés pour réaliser des éléments de diagnostics sur l'exploitation. Des mesures de gestion spécifiques en modifiant l'effort de pêche (de façon directe ou indirecte) et/ou l'âge (ou la taille) de première capture sont proposées.

Toutefois compte tenu de la stratégie biologique de l'espèce, des lourdes hypothèses émises et plus particulièrement de l'hypothèse de stationnarité spatio-temporelle des paramètres de dynamique des populations, il convient d'appliquer une démarche de précaution. Il est ainsi proposé de mettre en place un réseau de refuges de reproduction sur la base des meilleures informations disponibles. La mise en place d'une stratégie d'assolement a également été évaluée mais s'avère peu ou pas bénéfique et surtout difficilement applicable.

L'approche de gestion responsable, dans le contexte actuel de développement des pêcheries de bécotiers, doit intégrer un suivi régulier des stocks et des pêcheries par la mise en place d'indicateurs de l'état du système. Dans ce cadre, des indicateurs de l'état des stocks et des pêcheries sont proposés en soulignant l'importance de considérer la distribution non-homogène des stocks et la variabilité, tant spatiale que temporelle, de leurs dynamiques. Ces indicateurs devraient être intégrés dans un système de décision dénommé « *control harvest rule* » qui spécifie les actions de gestion à réaliser en fonction des valeurs prises par les indicateurs. Ce système permet de travailler avec de multiples indicateurs et leurs points de référence et constitue donc un outil idéal pour la mise en place d'une co-gestion avec l'implication des communautés. Une équipe de volontaires pour l'acquisition des données, accompagnée par une équipe composée de scientifiques et de gestionnaires doit être établie. Sur la base des indicateurs proposés et de ceux qui seront retenus, il conviendra de réaliser un tableau de suivi des indicateurs inspiré du système de feux proposé par Caddy (1999).

Un comité de gestion devra être mis en place dans chaque île. Il présente un rôle central dans le dispositif puisque c'est l'entité qui définit les règles de gestion à appliquer. En préambule à sa création devront être élus des représentants de la municipalité, de la population et des pêcheurs. Ce groupe, associé à un représentant des gestionnaires du Service de la Pêche et à un représentant de la communauté scientifique, devra tout d'abord s'entendre pour définir les valeurs empiriques des points de référence associés aux indicateurs retenus et spécifier la sévérité de la réponse de gestion à appliquer en fonction du nombre d'indicateurs dans la zone rouge. Chaque année l'ensemble des données collectées par les volontaires de chaque île et par l'équipe d'accompagnement feront l'objet d'une évaluation. Suivant l'évolution des indicateurs dans le cadre des règles de gestion prises en consensus, des actions de gestion pourront être appliquées. Enfin, l'acquisition de données aux titres d'indicateurs en tant qu'éléments de prise de décision et de concertation n'est concevable qu'en obtenant une réelle appropriation du projet par les communautés, gage de pérennité du système de récolte des données, de reconnaissance de l'entité de co-gestion et du respect des règles qui seront proposées.

Introduction.....	2
Dynamique des peuplements : étude des paramètres de mortalité F et M	4
I. Les données disponibles.....	6
I.1 Distributions de fréquence en taille des bénitiers.....	6
I.2 Les captures.....	7
I.3 La structure en taille des captures.....	8
II. Estimation de la mortalité totale Z	10
II.1 Méthode.....	10
II.2 Résultats.....	12
III. Estimation de la mortalité naturelle M	13
III.1 Méthode empirique de Caddy.....	13
III.2 Méthode par ajustement d'un modèle de décroissance du type $M=a.t^b$ aux données de suivi <i>in situ</i>	18
IV. Estimation de la mortalité par pêche F	21
IV.1 VPA (Virtual Population Analysis) et analyse des pseudo-cohortes.....	21
IV.2 Résultats de l'analyse des pseudo-cohortes.....	23
Dynamique des peuplements et modélisation analytique : des résultats d'intérêts limités par des hypothèses fortes.....	25
V. Analyse par le modèle structural et isoplètes de rendement par recrue.....	26
V.1 Principe.....	26
V.2 Modèles utilisés.....	26
V.3 Les données utilisées.....	28
V.4 Résultats.....	29
VI. Des résultats d'intérêts limités par les hypothèses fortes.....	39
Approche de précaution et stratégie générale de co-gestion adaptative.....	40
VII. Une indispensable approche de précaution et d'acquisition de données.....	41
VII.1 Constat.....	41
VII.2 Une démarche nécessaire d'acquisition de données des pêcheries en développement.....	42
VIII. Stratégie générale proposée : co-gestion adaptative et démarche de précaution.....	43
VIII.1 Co-gestion adaptative.....	43
VIII.2 Démarche de précaution et outils de gestion spatialisés.....	44
Acquisition des données, indicateurs et premiers points de référence.....	45
IX. Indicateurs et points de référence.....	46
IX.1 Contexte de gestion par les indicateurs et les points de référence.....	46
IX.2 Formulation d'indicateurs et de premiers points de référence pour les bénitiers.....	48
IX.3 Bilan des indicateurs proposés.....	54
X. L'utilisation d'indicateurs et des points de référence dans le contexte d'un « Harvest Control Law ».....	56
Conciliation de la régénération naturelle et utilisation d'outils de gestion spatialisés.....	58
XI. Les aires marines protégées.....	59
XI.1 Bénéfices attendus.....	59
XI.2 Importance du concept de métapopulations pour le choix des réserves.....	60
XI.3 Conservation des connections fonctionnelles de l'écosystème : mise en réseau de réserves.....	62
XI.4 Propositions de sites à mettre en réserve dans les lagons de Tatakoto, Fangatau et Tubuai.....	63
XII. Schéma de gestion par assolement.....	67
XII.1 Considérations générales.....	68
XII.2 Simulations déterministes d'assolements pour les bénitiers: dans quelles conditions la mise en place d'un assolement est-elle bénéfique ?.....	69
Co-gestion adaptative : une démarche expérimentale à mettre en place en impliquant populations, pêcheurs, communes, gestionnaires et scientifiques.....	76
XIII. Schéma général pour la mise en place d'une stratégie de co-gestion adaptative.....	77
XIV. Les étapes nécessaires.....	78
XV. Une implication des communautés à poursuivre.....	80
Conclusions et perspectives.....	82
Bibliographie.....	85
Table des illustrations.....	92

Introduction

De nombreuses îles et atolls isolés de Polynésie française possèdent aujourd'hui encore une extraordinaire abondance et dominance en bécards de l'espèce *Tridacna maxima*, un coquillage considéré en danger dans de nombreuses régions du Pacifique. L'augmentation de la pression de pêche pour approvisionner le marché tahitien et la petite taille des lagons exploités risquent, si rien n'est fait, de conduire à l'effondrement de ces pêcheries artisanales socio-économiquement très importantes.

Pour répondre à l'inquiétude des Maires et du Service de la Pêche de Polynésie française, plusieurs actions ont été menées depuis 2003 dans l'objectif de gérer durablement les stocks exploités de Tatakoto, Fangatau et Tubuai. En particulier, des études des stocks et de leurs dynamiques associées à l'étude des pêcheries ont ainsi été réalisées.

Ce rapport s'attache, en intégrant l'ensemble des études réalisées, à :

- *faire le diagnostic de l'exploitation actuelle en utilisant les méthodes usuelles de dynamique des populations (§ I à VI) ;*
- *présenter les mesures de gestion envisageables et leurs limites (§ I à VI) ;*
- *démontrer la nécessité de mettre en place une approche de précaution et d'acquisition de données (§VII) ;*
- *proposer une démarche générale de co-gestion adaptative (§ VIII) avec l'utilisation d'indicateurs et de points de référence dans le contexte d'un « Harvest Control law » (§ IX à X),*
- *justifier de façon empirique et/ou analytique l'intérêt d'utiliser des outils de gestion spatialisés comme les refuges de reproduction (§ XI) et les schémas d'assolement (§ XII) ;*
- *synthétiser et imbriquer l'ensemble des actions à réaliser pour aboutir à une co-gestion adaptative, démarche expérimentale à mettre en place avec les communautés.*

Dynamique des peuplements : étude des paramètres de mortalité F et M

Ces quatre chapitres présentent les données disponibles (§ I.) et utilisées pour estimer par différentes méthodes le coefficient de mortalité total Z (§ II.) qui se décompose en mortalité naturelle M (§ III.) et mortalité par pêche F (§ IV.). Ces coefficients seront utilisés comme paramètres pour les modèles structuraux présentés dans la section suivante

L'étude de la mortalité est basée sur le principe qu'à chaque instant t , le nombre de survivants d'une cohorte décroît sous l'effet des phénomènes de mortalité et que le nombre d'individus qui disparaît (dN/dt) est proportionnel à l'effectif initial de telle sorte que :

$$dN / dt = -Z.N \quad (1)$$

Z : coefficient de mortalité totale (Gulland, 1969)

L'intégration de cette équation (1) permet d'obtenir le nombre d'individus N_t en fonction de l'âge t , soit :

$$N_t = N_o . e^{-Zt.(t-t_o)} \quad (2)$$

N_o : nombre initial d'individus au temps t_o pris comme origine

La diminution d'effectif d'une population exploitée est due à la mortalité naturelle et à la mortalité par pêche dont les coefficients instantanés sont respectivement, M et F . Ainsi :

$$Z=M+F \quad (3)$$

Ces différents coefficients de mortalité sont calculés. Le taux de mortalité total Z est estimé par une méthode basée sur les distributions de fréquences en taille. M , le taux de mortalité naturelle est obtenu à partir des données biologiques. F , le taux de mortalité par pêche est donné par l'analyse de cohorte ou VPA.

I. Les données disponibles

I.1 Distributions de fréquence en taille des bénitiers

Grâce aux estimations de stocks réalisées sur Fangatau (2003), Tatakoto (2004) et Tubuai (2004), nous possédons les diagrammes de fréquence en taille sur l'ensemble des lagons et plus particulièrement au sein des strates peu profondes exploitées (Fig. 1).

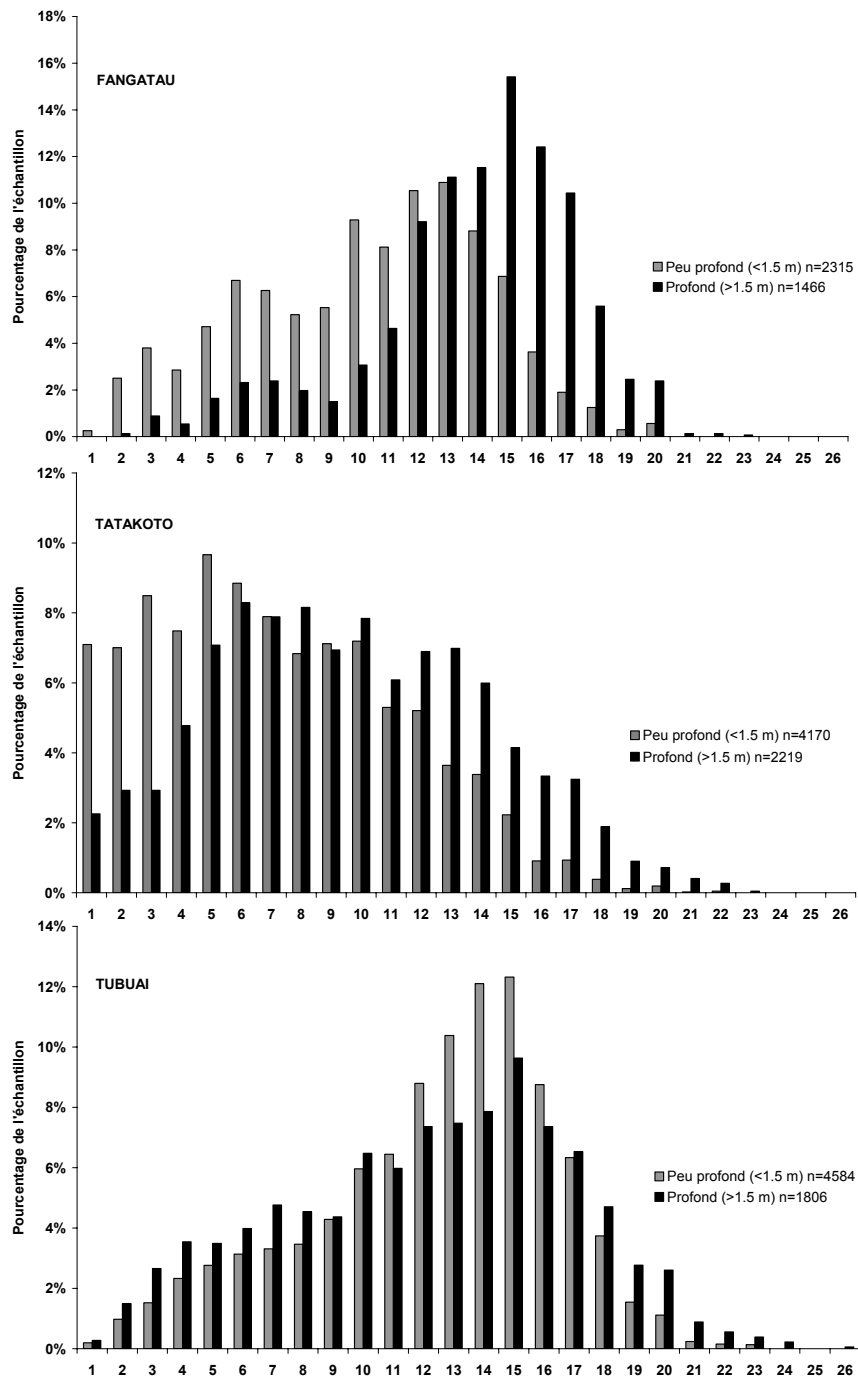


Figure 1 : digrammes de fréquence en taille des bénitiers suivant deux strates de profondeur à Fangatau (2003), Tatakoto (2004) et Tubuai (2005) (Gilbert et al., 2006)

I.2 Les captures

La qualité des suivis est assez variable suivant les îles considérées. Nous disposons :

- de suivis déclaratifs à Fangatau de juillet 2003 à aujourd'hui (Fig. 2) ;
- de suivis par pesées pour Tatakoto de janvier 2003 à décembre 2004 (Fig. 3);
- d'une estimation moyenne basée sur une enquête pour 2005 (Tab. 1).

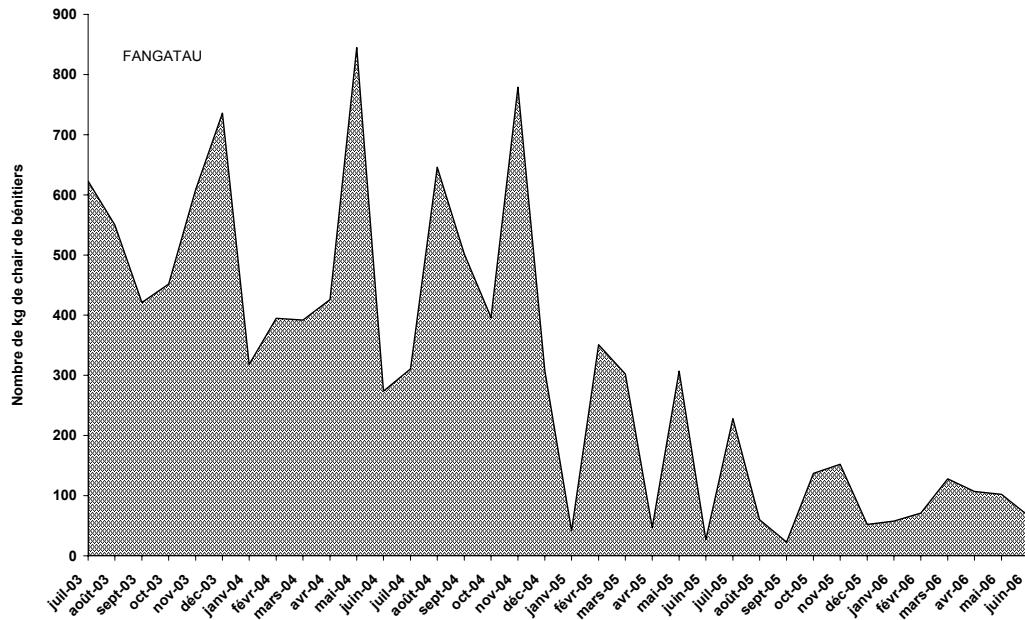


Figure 2 : quantités en kg de chair commerciale expédiées par mois depuis Fangatau.

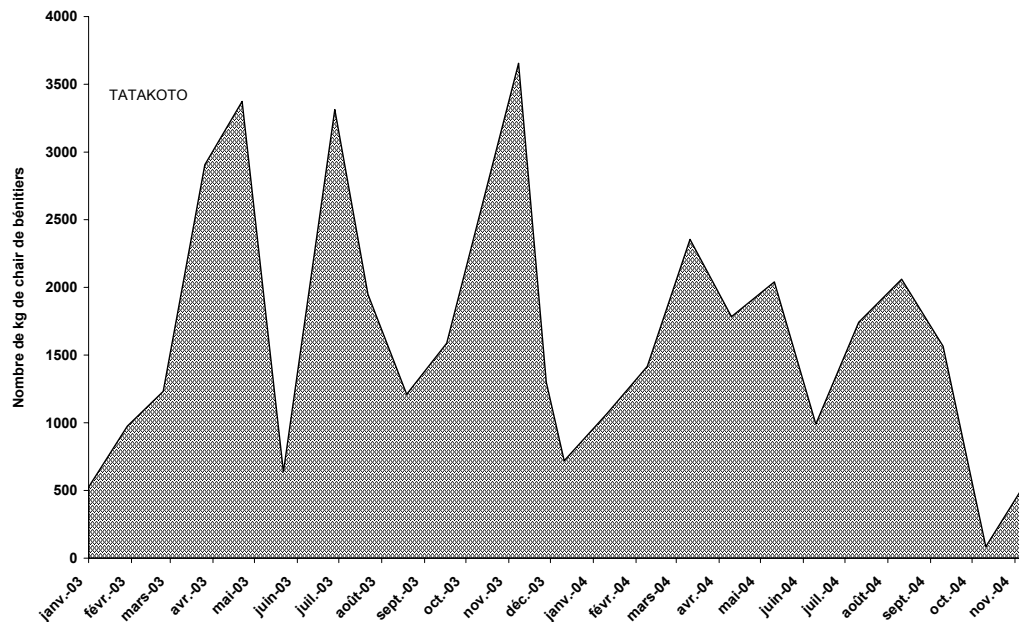


Figure 3 : quantités en kg de chair commerciale expédiées par mois depuis Tatakoto.

Le tableau 1 synthétise par année et par île les données disponibles sur les exportations de chair de bénitier.

Tableau 1 : synthèses des données disponibles sur les exportations de 2003 à 2006 pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai.

	2003	2004	2005	2006
Fangatau	3 391*	5 592	1 728	533**
Tatakoto	22 661	16 401	?	?
Tubuai	?	?	~40 000***	?

* données à partir de Juillet 2003 / ** données jusqu'à juin 2006/ *** Estimation Larue, 2005

I.3 La structure en taille des captures

Ce travail a été réalisé durant les missions terrain. La structure en taille des captures présentée ici n'est qu'une première estimation. Six échantillons ont été réalisés à Tatakoto, quatre à Fangatau et un seul à Tubuai. Il paraît important de poursuivre l'acquisition de ces données qui peuvent constituer un indicateur d'intérêt pour la gestion.

Pour Tatakoto (Fig. 4) les observations ont été scindées en deux catégories de pêcheurs, grands et petits, suivant l'importance de leur activité et leur technicité.

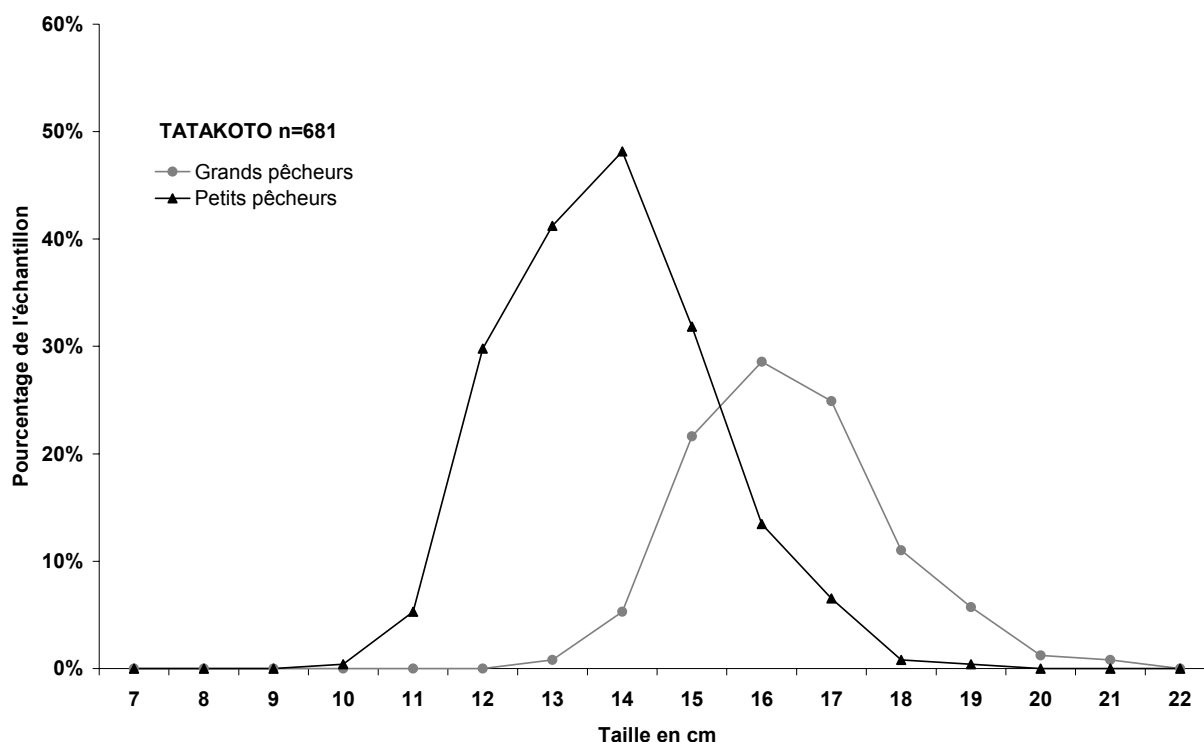


Figure 4 : spectre de taille des bénitiers pêchés à Tatakoto pour les deux catégories de pêcheurs.

- A Fangatau (Fig.5) les échantillons ont été regroupés en un groupe moyen.

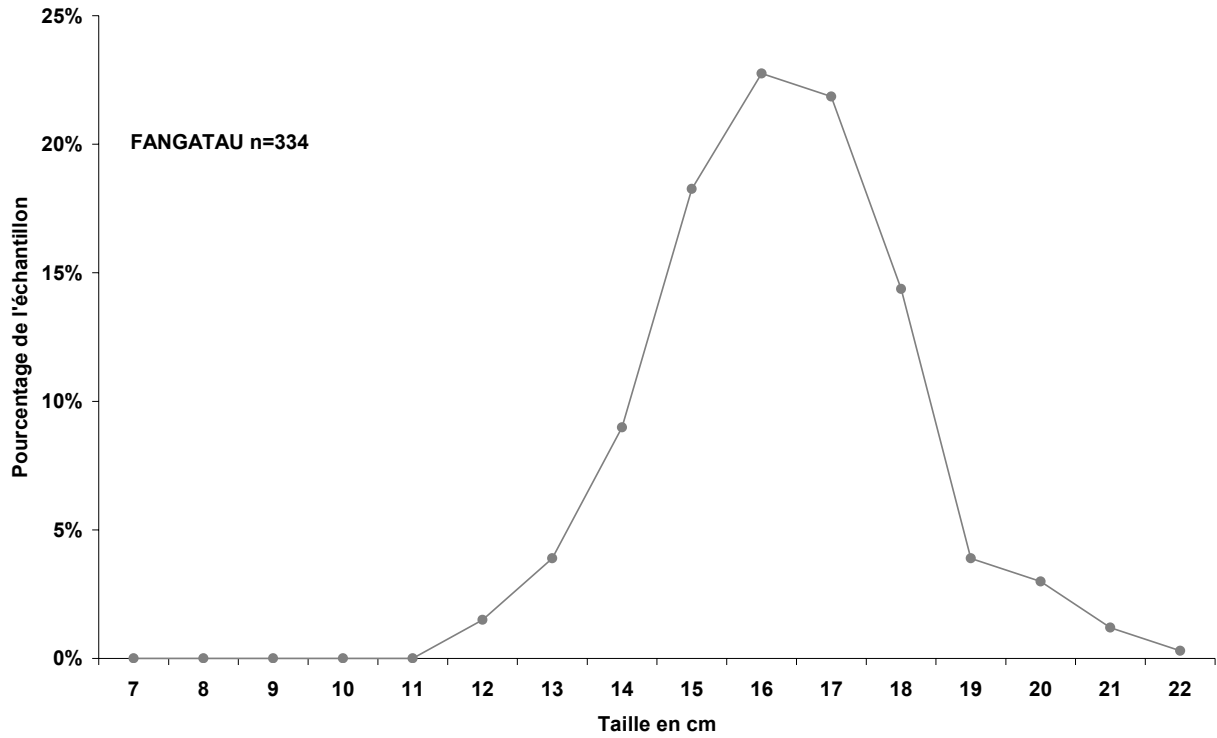


Figure 5 : spectre de taille des bénitiers pêchés à Fangatau.

- A Tubuai (Fig. 6) une seule famille de grands pêcheurs a été suivie.

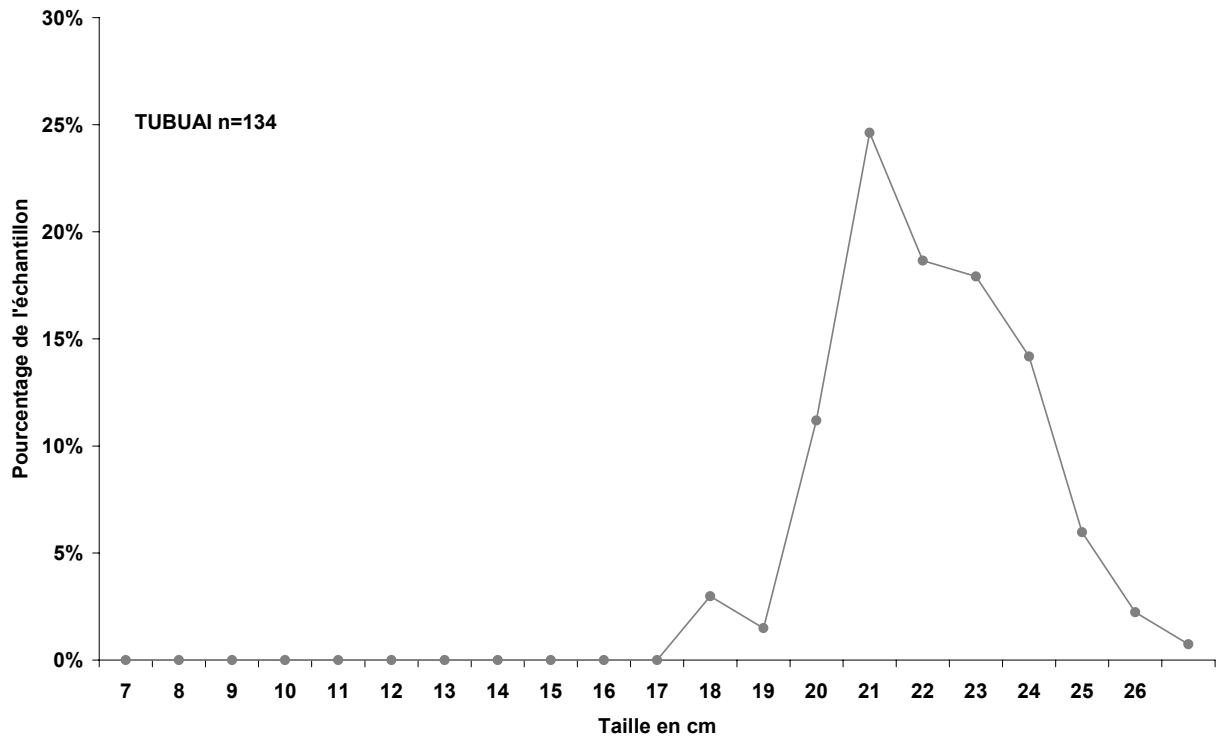


Figure 6 : spectre de taille des bénitiers pêchés à Tubuai.

II. Estimation de la mortalité totale Z

II.1 Méthode

Le coefficient de mortalité totale Z est estimé par la méthode dite de « length-converted catch curve » (ou « analyse de la courbe des captures en tailles ») de Pauly (1983). Elle repose sur l'hypothèse d'un **système à paramètres constants** :

- la croissance suit le modèle de Von Bertalanffy ;
- la mortalité totale Z est constante pour toutes les classes d'âge exploitées ;
- le recrutement est supposé constant, autrement dit, toutes les classes d'âge ont été recrutées en quantités égales (à défaut, les variations du recrutement sont faibles et aléatoires) ;
- à partir d'une certaine longueur critique (L'), la vulnérabilité de toutes les classes d'âge face à la méthode d'échantillonnage est constante ;
- l'échantillon concerné est supposé couvrir toutes les classes d'âge pour représenter la structure moyenne de la population étudiée pendant l'intervalle de temps considéré ;
- l'effort de pêche doit être constant pendant toute la durée de vie des cohortes prises en compte dans la population étudiée.

L'hypothèse de constance de Z durant toute la vie de la cohorte permet de calculer à tout âge le nombre de survivants par le modèle dit de décroissance exponentielle (Eq. 2). Soient deux âges t_1 et t_2 (avec $t_1 < t_2$). Le nombre total d'individus morts par pêche durant l'intervalle de temps Δt séparant t_1 et t_2 , est défini par l'équation de capture de Thompson et Bell (1934) :

$$C_{t_1,t_2} = \left(\frac{F}{Z}\right) * (N_{t_1} - N_{t_2}) \quad (4)$$

$$\frac{F}{Z} : \text{taux d'exploitation}$$

En exprimant N_{t_2} en fonction de N_{t_1} à l'aide de l'équation 2, on obtient la relation suivante :

$$C_{t_1,t_2} = N_{t_1} * \left(\left(\frac{F}{Z}\right) * (1 - e^{-z(t_2-t_1)}) \right) \quad (5)$$

Puis par linéarisation l'équation (5) devient :

$$\text{Ln}C_{t_1,t_2} = d - Z * t_1 + \text{Ln}(1 - e^{-z(t_2-t_1)}) \quad (6)$$

avec la constante $d = \text{LN}(N_{t_1}) + \text{Ln}(F / Z) + Z * t$

Si Δt est constant alors la constante (g) définie par $g = d + \text{Ln}(1 - e^{-Z.\Delta t})$ combinée à l'équation (6) permet l'obtention de l'équation (7) appelée « équation de la courbe des captures linéarisée avec intervalles de temps constants » où la pente est $-Z$

$$\text{Ln}C_{(t_1-t_2)} = g - Z * t \quad (7)$$

Pour convertir les données de longueur en données d'âge, l'équation inverse de Von Bertalanffy est utilisée. En faisant correspondre à un âge t une taille $L1$ et à un âge $t+\Delta$ un âge $t2$ alors :

$$C_{t,t+\Delta} = C_{L1,L2}$$

Après transformation l'équation de capture devient :

$$\text{Ln}(C_{L1,L2} / \Delta t) = a - Z * t \quad (7')$$

avec $C_{L1,L2}$: nombre d'individu de la classe de taille $L1.L2$

Δt : temps nécessaire pour passer de la longueur $L1$ à $L2$: $\Delta t = \frac{1}{k} * \text{Ln}\left(\frac{L_\infty - L_1}{L_\infty - L_2}\right)$

$$t : \text{âge conventionnel au centre de la classe considérée} : t = t_0 * \text{Ln} \left[1 - \frac{2}{L_\infty} \frac{L_1 + L_2}{L_\infty} \right]$$

II.2 Résultats

Les courbes de captures obtenues pour chaque île sont présentées aux figures 7, 8 et 9. Les valeurs estimées du coefficient de mortalité totale Z sont présentées tableau 2.

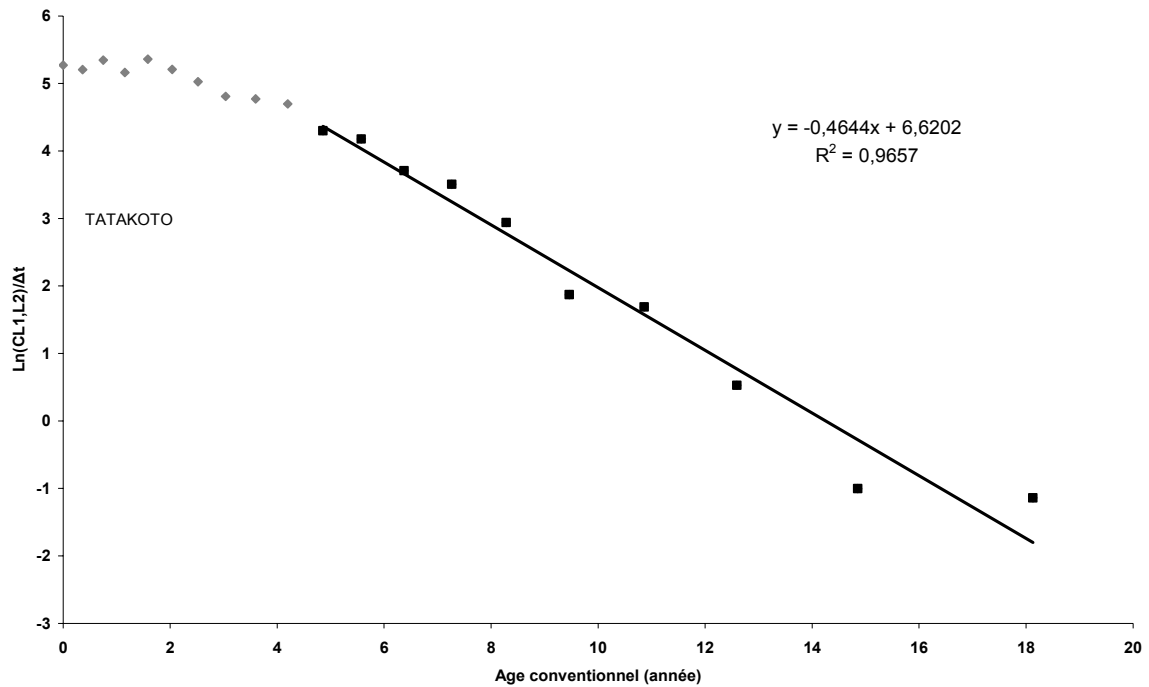


Figure 7 : length-converted catch curve de Pauly pour Tatakoto

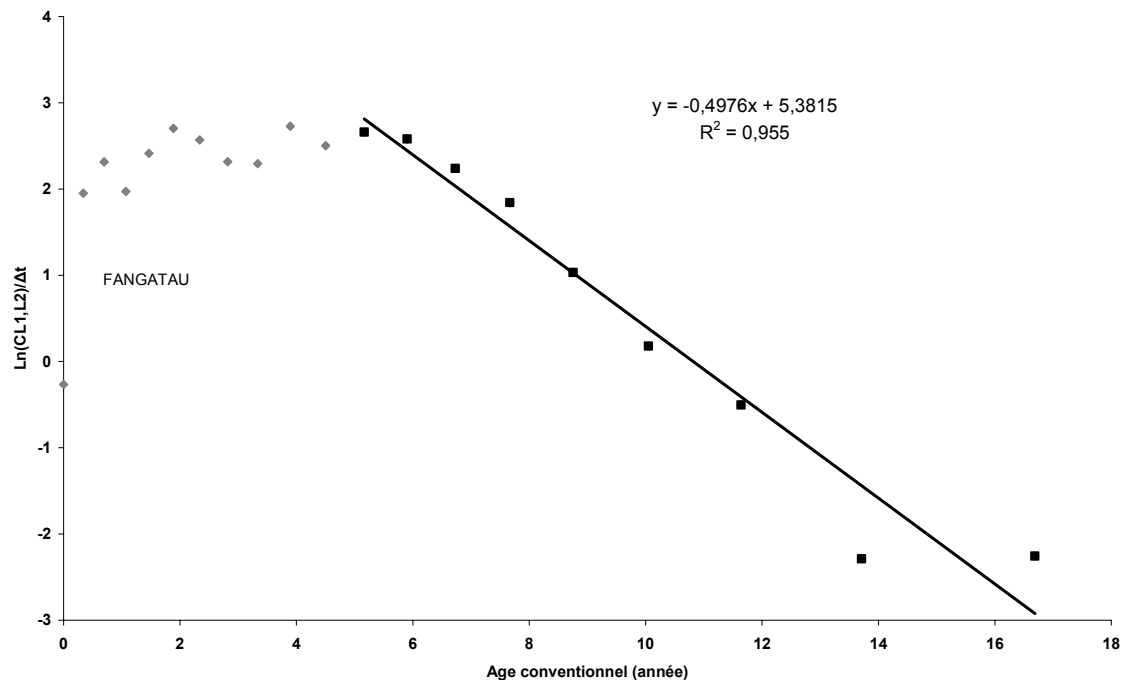


Figure 8 : length-converted catch curve de Pauly pour Fangatau.

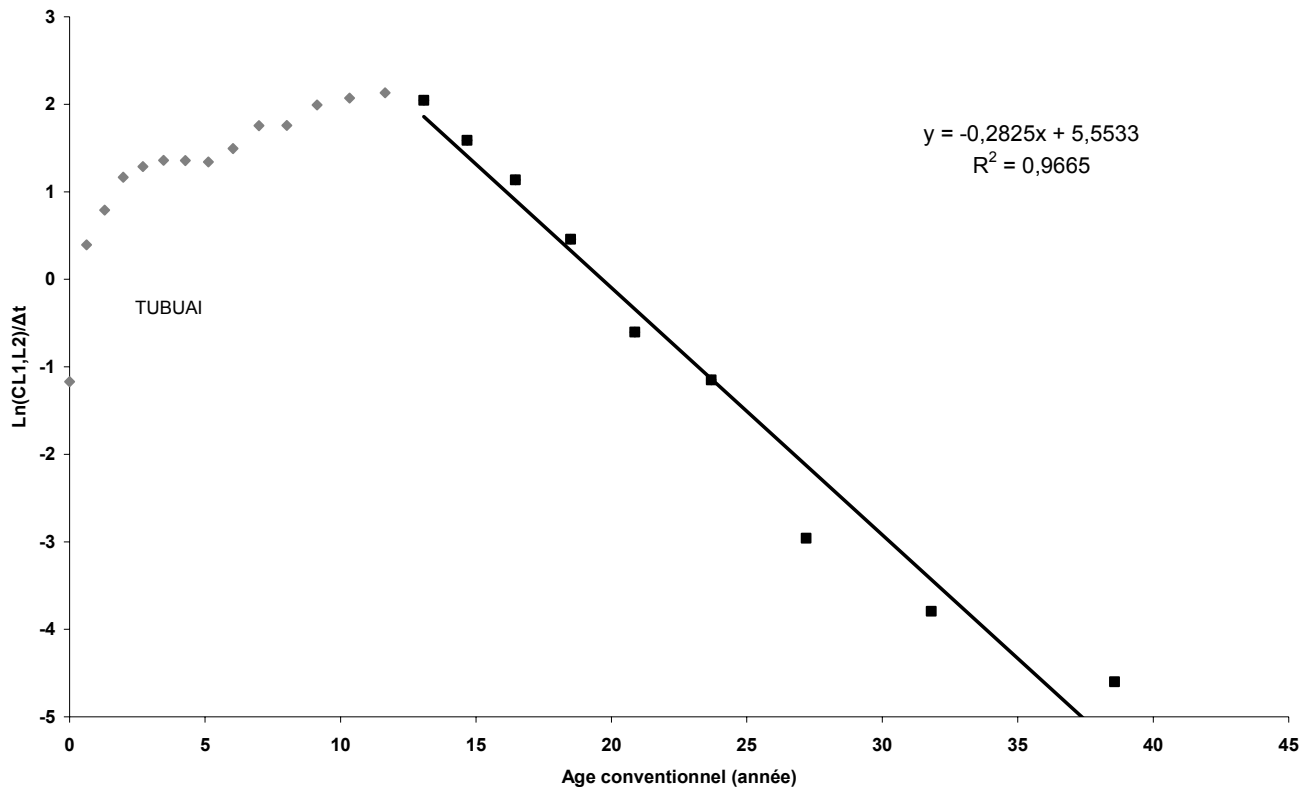


Figure 9: length-converted catch curve de Pauly pour Tubuai.

Tableau 2 : valeurs estimées du coefficient de mortalité totale Z par la méthode Pauly

Espèce	Ile	Coefficient de mortalité totale
<i>Tridacna maxima</i>	Tatakoto	0.46
<i>Tridacna maxima</i>	Fangatau	0.49
<i>Tridacna maxima</i>	Tubuai	0.28

III. Estimation de la mortalité naturelle M

III.1 Méthode empirique de Caddy

III.1.1 Formulation et hypothèses

Caddy (1991) propose une méthode empirique qui utilise les paramètres de croissance L_{∞} et K ainsi que les relations biométriques taille/poids permettant de décrire raisonnablement la diminution de la mortalité naturelle avec l'âge vers une valeur de M stabilisée.

Deux hypothèses sont émises :

- la mortalité naturelle M diminue avec l'âge de sorte que $M(t) = A + B/t$. La mortalité moyenne entre les âges t et $t+\Delta t$ est donc :

$$M_t = \frac{1}{\Delta t} * \int_t^{t+\Delta t} (A + B/t).dt \quad (8)$$

$$\text{d'où : } M_t = A + \frac{B}{\Delta t} \cdot \text{Ln}\left(\frac{t + \Delta t}{t}\right) \quad (9)$$

- en l'absence de pêche, la biomasse du stock est à l'équilibre, c'est-à-dire que les pertes de biomasse cumulées au cours de la durée de vie d'une cohorte doivent correspondre à la production biologique de cette cohorte. Cet équilibre se déduit des équations de survie et de croissance. L'équation de survie : $N_{t+\Delta t} = N_t \cdot e^{(-M_{t+\Delta t})}$ permet de calculer l'effectif moyen sur l'intervalle de temps $[t, t+\Delta t]$:

$$\bar{N} = \frac{1}{\Delta t} \cdot \int_t^{t+\Delta t} N(t).dt = \frac{1}{\Delta t \cdot M_t} \cdot N_t \cdot [1 - e^{(-M_{t+\Delta t})}] \quad (10)$$

L'équation de croissance pondérale : $W_t = a \cdot L_t^b$ avec $L_t = L_\infty \cdot [1 - e^{-k \cdot (t-t_0)}]$ permet de calculer le poids moyen sur le même intervalle :

$$\bar{W} = \frac{1}{\Delta t} \cdot \int_t^{t+\Delta t} W(t).dt = \frac{1}{\Delta t} \cdot \frac{a}{b+1} [L_{t+\Delta t}^{b+1} - L_t^{b+1}] \quad (11)$$

Par ailleurs, par l'intermédiaire du taux de croissance instantané G , la croissance pondérale s'exprime :

$$W_{t+\Delta t} = W_t \cdot e^{G_{t+\Delta t}} \text{ d'où } G_t = \frac{1}{\Delta t} \cdot [\text{Ln}(W_{t+\Delta t}) - \text{Ln}(W_t)] \quad (12)$$

Les pertes en biomasse s'expriment donc :

$$\Delta B_t = (N_t - N_{t+\Delta t}) \cdot \bar{W}_t$$

D'où, en utilisant la relation (10) :

$$\Delta B_t = \Delta t \cdot \overline{N}_t \cdot M_t \cdot \overline{W}_t$$

La production biologique en biomasse s'exprime comme suit :

$$P_t = G_t \cdot \overline{B}_t = G_t \cdot \overline{N}_t \cdot \overline{W}_t$$

Ainsi, l'équilibre entre perte et production $\frac{\sum_{t=1}^T \Delta B_t}{\sum_{t=1}^T P_t} = 1$ conduit à l'équation (13) :

$$\frac{\sum_t \Delta t \cdot \overline{N}_t \cdot M_t \cdot \overline{W}_t}{\sum_t G_t \cdot \overline{N}_t \cdot \overline{W}_t} = 1$$

Pour des paramètres de croissance donnés (L_∞ , K , t_0 , a et b) cette équation ne dépend plus que des paramètres A et B de l'équation (9).

III.1.2 Résultats

Le tableau 3 et les figures 10, 11 et 12 présentent les résultats de la méthode de Caddy. Les valeurs des paramètres de croissance utilisés ainsi que les coefficients moyens de la mortalité naturelle sont consignés tableau 3.

Tableau 3 : valeurs des paramètres de Von Bertalanffy ajustés aux données de marquages *in situ* et valeurs estimées du coefficient de mortalité naturelle issues de la méthode de Caddy.

Espèce	Ile	Coefficient de mortalité naturelle moyen	L_∞	K	t_0
<i>Tridacna maxima</i>	Tatakoto	0,11	21,8	0,135	0
<i>Tridacna maxima</i>	Fangatau	0,09	21,8	0,145	0
<i>Tridacna maxima</i>	Tubuai	0,09	24,7	0,0683	0

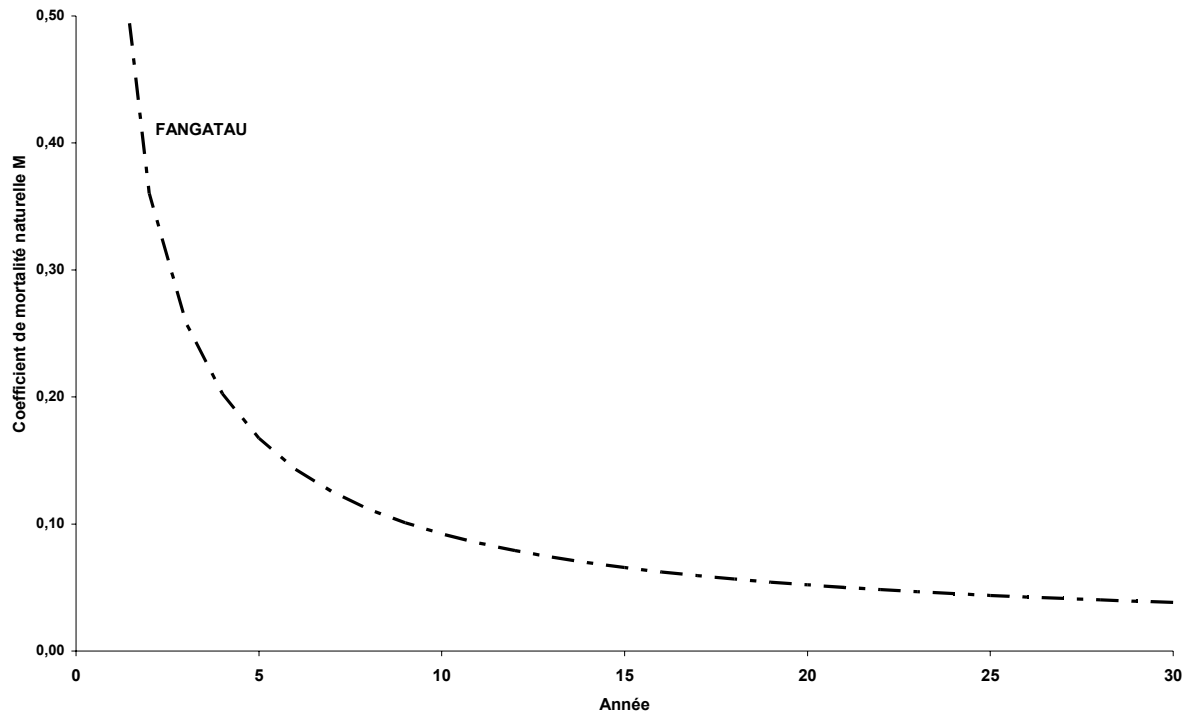


Figure 10 : évolution du coefficient de mortalité naturelle M par la méthode empirique de Caddy pour Fangatau.

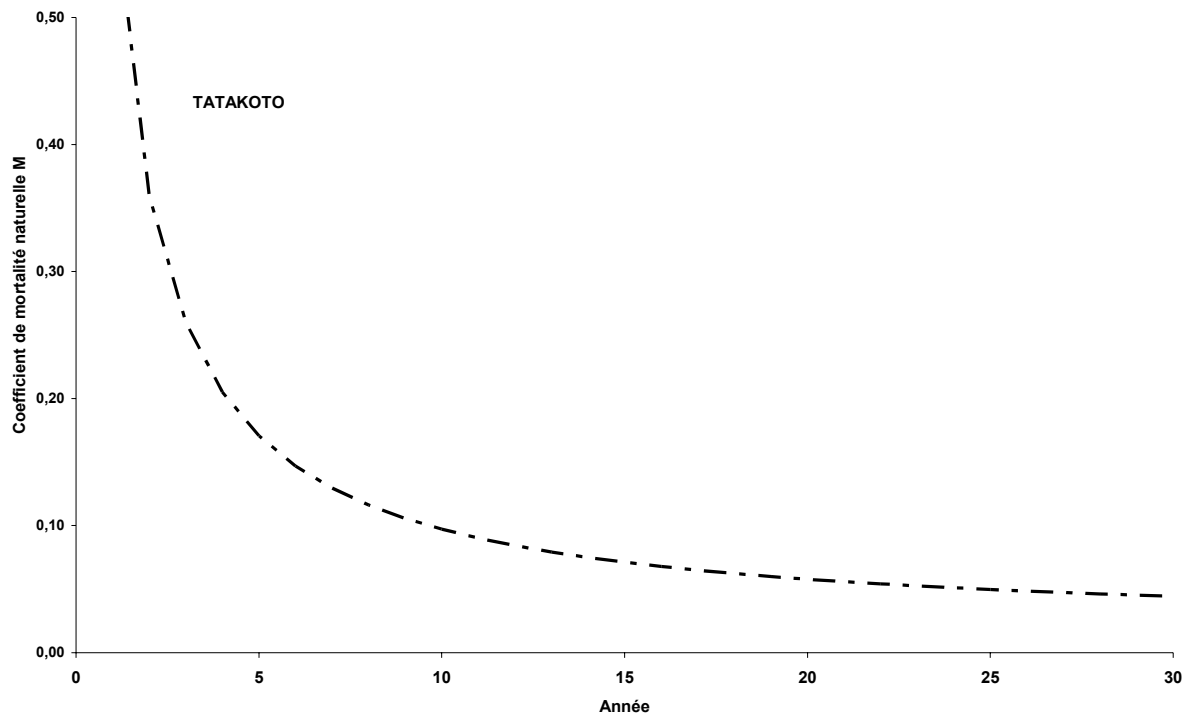


Figure 11 : évolution du coefficient de mortalité naturelle M par la méthode empirique de Caddy pour Tatakoto.

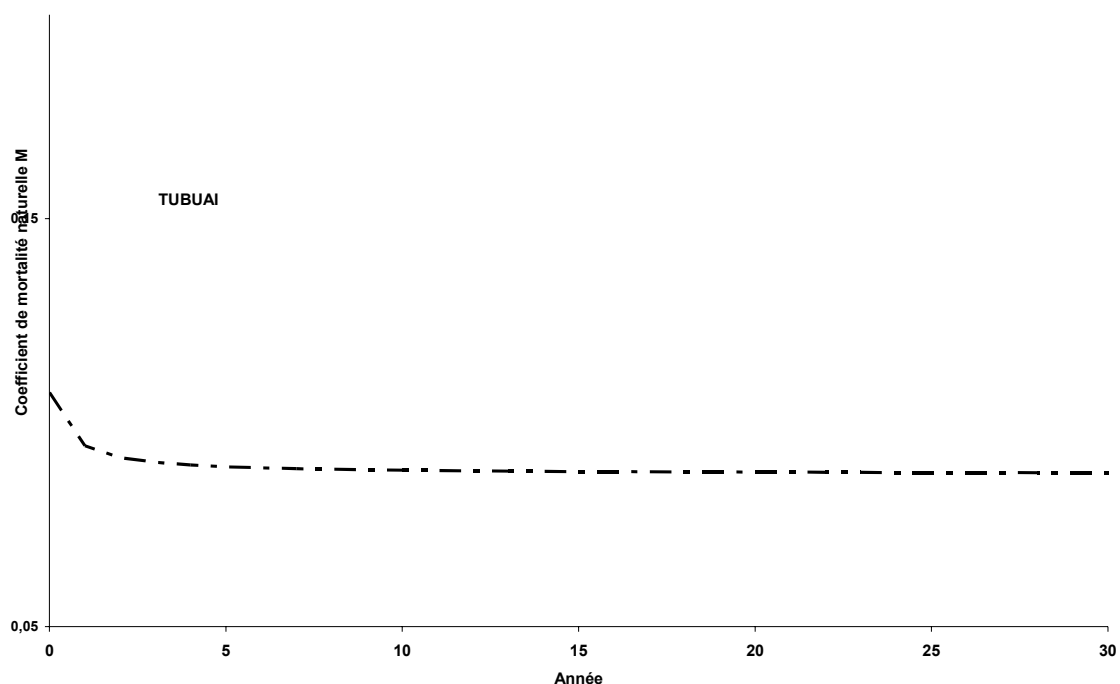


Figure 12 : évolution du coefficient de mortalité naturelle M par la méthode empirique de Caddy pour Tubuai.

La figure 13 illustre dans le cas des paramètres de croissance de Fangatau, l'évolution du poids moyen, des pertes et de la production en biomasse d'une cohorte théorique de 1000 individus recrutés depuis l'âge 0.

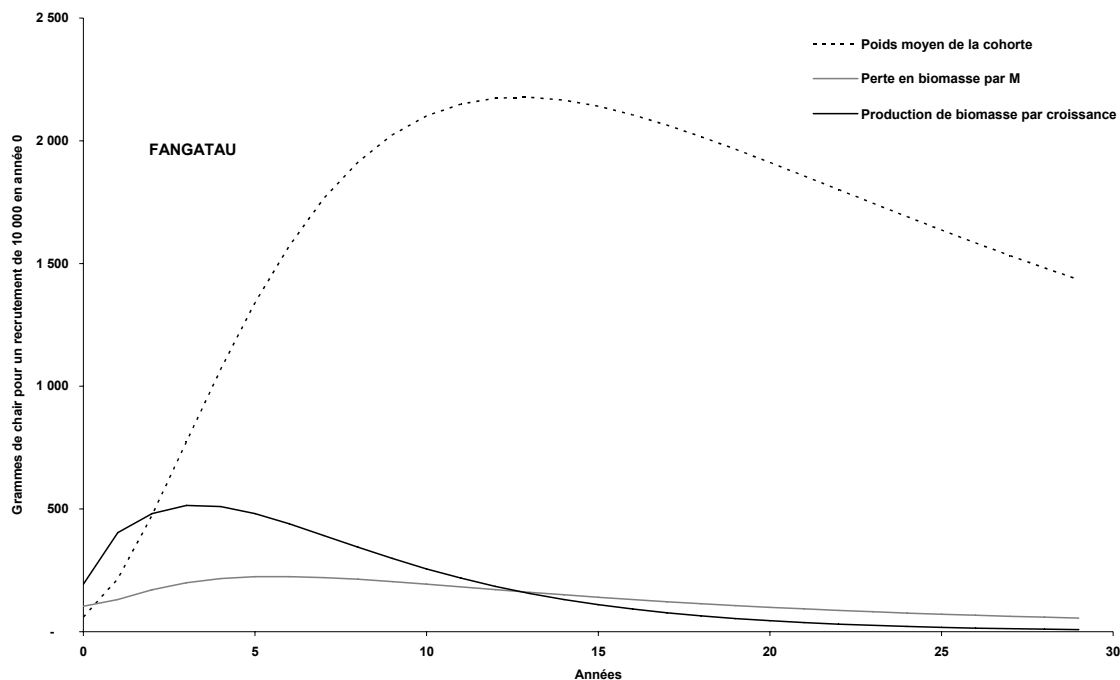


Figure 13 : évolution pour Fangatau par les équations de la méthode de Pauly du poids moyen, des pertes et de la production en biomasse d'une cohorte théorique de 1000 individus recrutés depuis l'âge 0.

III.2 Méthode par ajustement d'un modèle de décroissance du type $M=a.t^{-b}$ aux données de suivi *in situ*

Les données de *marquage-recapture* réalisées *in situ* sont ici reprises pour ajuster un modèle de décroissance de la mortalité avec l'âge. L'ajustement est réalisé par la méthode des moindres carrés. Les données de marquage en taille sont converties en âge par la relation inverse de croissance de Von Bertalanffy. Pour augmenter la représentativité des résultats, chaque groupe d'âge retenu est constitué d'un minimum de 20 individus. Les résultats sont illustrés figures 14, 15, et 16 respectivement pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai. Les tableaux 4, 5 et 6 reprennent le détail des classes utilisées pour l'ajustement.

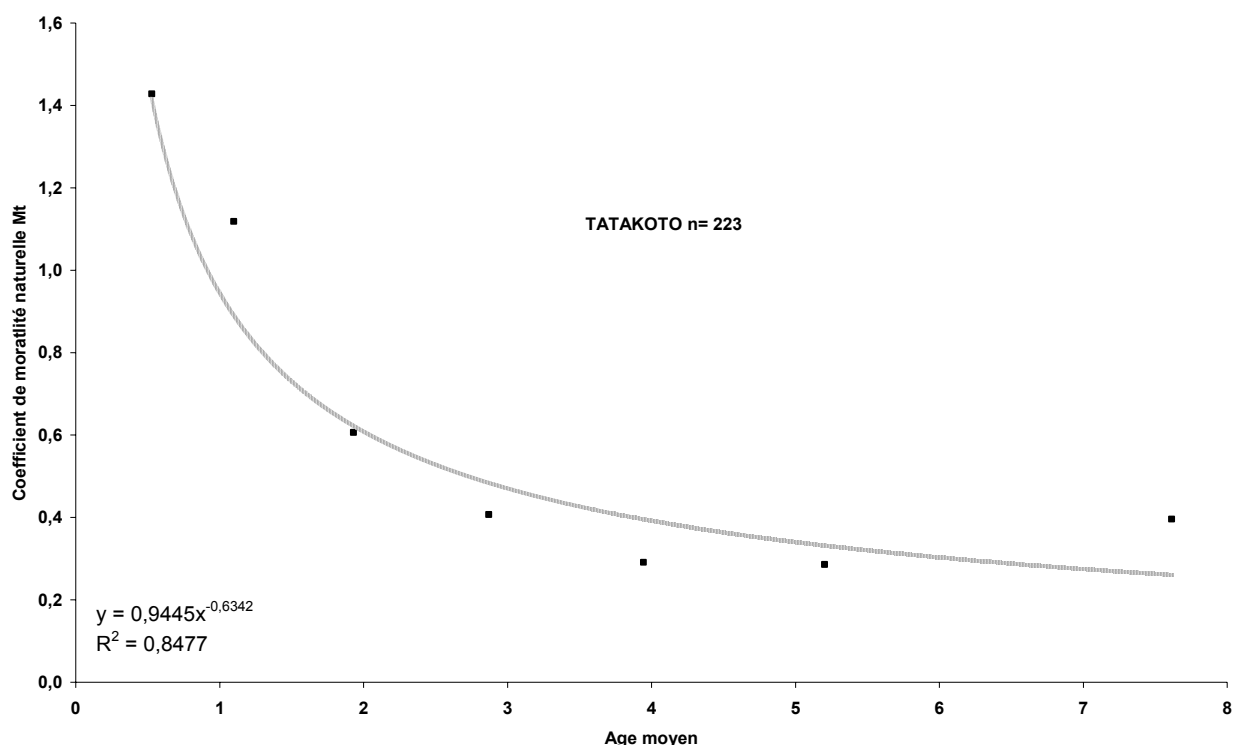


Figure 14 : résultats de l'ajustement d'un modèle sur les données mortalité aux âges sur les données de marquages *in situ* pour Tatakoto.

Tableau 4 : synthèse des données terrain de Tatakoto utilisées pour l'ajustement.

Classe de taille (cm)	Nbr	Age moyen (années)	M
0-2	24	0,53	1,43
2-4	21	1,09	1,12
4-6	27	1,93	0,60
6-8	54	2,86	0,40
8-10	27	3,94	0,29
10-12	32	5,20	0,28
12-16	38	7,61	0,39

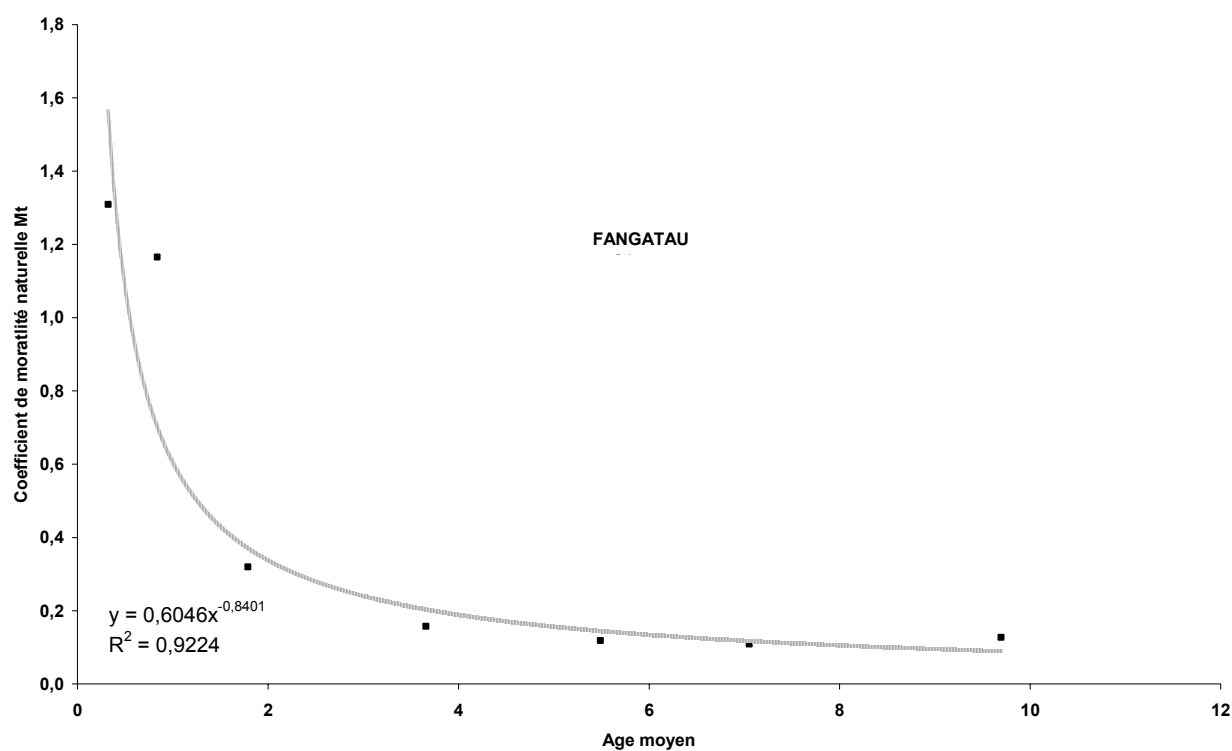


Figure 15 : résultats de l'ajustement d'un modèle sur les données mortalité aux âges sur les données de marquages *in situ* pour Fangatau.

Tableau 5 : synthèse des données terrain de Fangatau utilisées pour l'ajustement.

Classe de taille (cm)	Nbr	Age moyen (année)	M
0-2	28	0,32	1,31
2-3	20	0,84	1,17
3-6	27	1,79	0,32
8-10	43	3,66	0,16
11-13	45	5,49	0,12
13-15	61	7,05	0,11
15-18	21	9,69	0,13

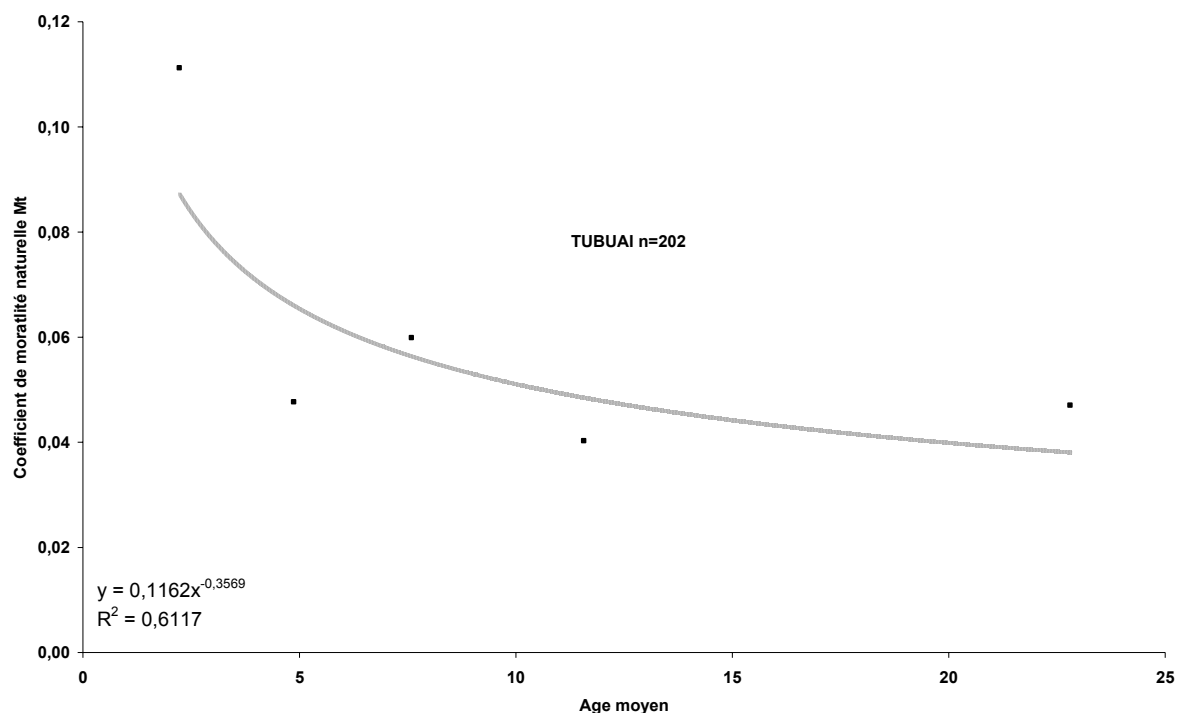


Figure 16 : résultats de l'ajustement d'un modèle sur les données mortalité aux âges sur les données de marquages *in situ* pour Tubuai.

Tableau 6 : synthèse des données terrain de Tubuai utilisées pour l'ajustement

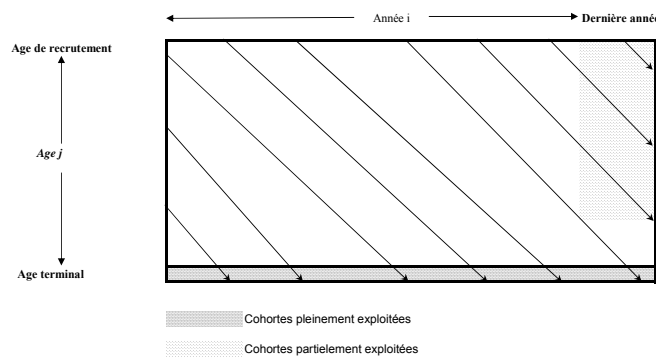
Classe de taille (cm)	Nbr	Age moyen (année)	M
0-5	22	2.23	0.11
5-8	25	4.88	0.05
8-11	20	7.59	0,06
11-15	59	11.58	0,04
15-23	76	22.81	0,04

Les résultats montrent l'existence d'un gradient positif dans la valeur moyenne du coefficient de mortalité naturelle estimé entre Tubuai (0.05), Fangatau (0.10) et Tatakoto (0.23). Ceci semble cohérent avec le fait que la productivité de ces systèmes est connue pour être assez différente.

IV. Estimation de la mortalité par pêche F

IV.1 VPA (Virtual Population Analysis) et analyse des pseudo-cohortes

Le principe général de l'analyse des cohortes consiste à analyser ce que l'on peut observer, c'est-à-dire la capture, de manière à estimer la population qui devait se trouver dans le milieu pour produire cette capture (Sparre et Venema, 1996). L'analyse des cohortes (Gutland, 1965) est aussi une technique d'estimation des taux instantanés de mortalité par pêche F , intervenus au cours des années passées. L'estimation des coefficients instantanés de mortalité par pêche se fonde sur la résolution d'un système à deux équations :



- l'équation de survie exprime l'effectif «instantané» (i.e en début d'intervalle de temps) du groupe d'âge $j+1$ d'une cohorte donnée, en fonction du groupe d'âge j . Soit :

$$N_{j+1,i+1} = N_{j,i} \cdot e^{-(F_{j,i} + M_{j,i})}$$

- l'équation des captures exprime les captures effectuées sur un groupe d'âge, en fonction de l'effectif de ce groupe en début d'intervalle. Soit :

$$C_{j,i} = N_{j,i} \cdot \frac{F_{j,i}}{F_{j,i} + M_{j,i}} \cdot \left[1 - e^{-(F_{j,i} + M_{j,i})} \right]$$

Pour chaque cohorte considérée isolément, les effectifs du stock par groupe d'âge N_j et la mortalité par pêche F_j se déduisent de la connaissance des captures C_j et des mortalités naturelles M_j . On dispose ainsi d'un système d'équations liant les valeurs successives des N_j et F_j (Fig. 17).

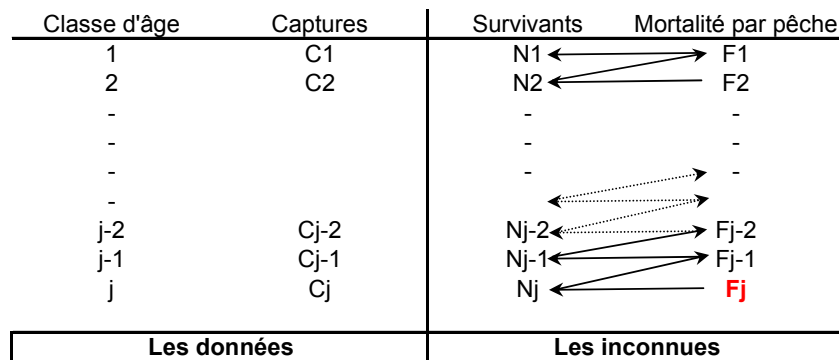


Figure 17 : schéma simplifié du processus d'analyse des cohortes.

Pour résoudre ce système, une inconnue doit être fixée. Il s'agit généralement du coefficient de mortalité par pêche de la dernière classe d'âge (F_T terminal). C'est le processus d'initialisation de l'analyse de cohorte (Mesnil, 1988).

Dans la pratique cette initialisation s'effectue sur la classe d'âge la plus grande de la cohorte et la résolution séquentielle du système se fait en remontant vers les classes de taille plus petites. Jones (1983) a montré que si on procède de cette façon, l'erreur relative éventuellement commise en estimant le paramètre d'initialisation (F_T terminal) tend à s'estomper au fur et mesure que l'on atteint les classes les plus petites, et que les résultats obtenus sur les coefficients F de ces classes convergent rapidement vers les vraies valeurs. C'est la propriété dite de "convergence" de la méthode. Cette convergence est d'autant plus forte que le stock est fortement exploité.

Les analyses de cohortes sont généralement effectuées dans le cas des **pêcheries où on dispose d'une série temporelle assez longue des données de captures par âge**. Mais, il arrive souvent que le détail des captures aux âges d'un stock ne fasse pas l'objet d'une procédure régulière d'échantillonnages biologiques des captures commerciales permettant de connaître la structure démographique année après année.

En revanche, de nombreux stocks, surtout dans les pêcheries tropicales, font l'objet d'études souvent sporadiques. **On peut alors avoir une estimation des structures en âge des captures d'une année donnée** ou des captures moyennes sur un petit nombre d'années. Par opposition à la cohorte réelle qui suit une classe d'âge au fil des ans, on parle alors de "pseudo-cohorte". Chacun des groupes d'âge appartient à une cohorte distincte, recrutée avec un effectif propre et ayant subi depuis sa naissance une série particulière d'événements. Si les recrutements et les taux de mortalités par âge ont été identiques d'année en année au cours de la période antérieure, **le stock est dit en équilibre et les états de la pseudo-cohorte aux âges (ou tailles) successifs, une année donnée, sont équivalents à ceux d'une quelconque cohorte du stock au cours de toute sa durée d'existence**.

Dans la mesure où les variations de recrutement et de mortalité par pêche sont aléatoires, on peut supposer dans un premier temps que le stock et les pêcheries se sont conformés à l'hypothèse d'équilibre (système à paramètres constants). On calcule alors les mortalités par pêche exactement comme précédemment dans le cas d'une cohorte isolée (Mesnil, 1980).

IV.2 Résultats de l'analyse des pseudo-cohortes

Les analyses de pseudo-cohortes ont été conduites pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai, bien que les données disponibles sur les captures et leurs structures de Tubuai soient peu représentatives. Pour réaliser les analyses, la mortalité naturelle utilisée est celle obtenue par les suivis *in situ*. Le coefficient de mortalité par pêche terminal F_T est initialisé par une valeur de 0.4 et la propriété de convergence de la méthode est illustrée en testant différentes valeurs du F_T . Les résultats sont présentés figures 18, 19 et 20 pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.

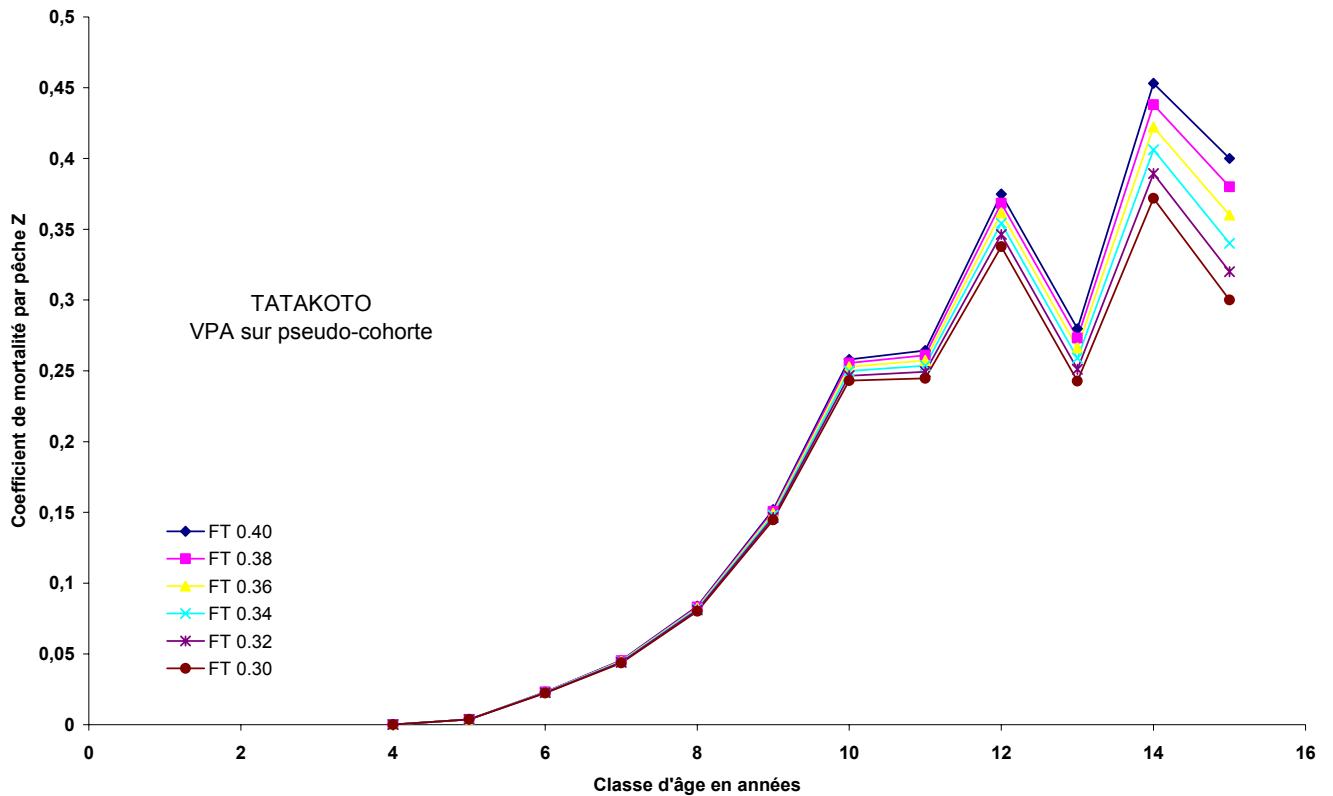


Figure 18 : variation du coefficient de mortalité par pêche (F) par groupe d'âge pour Tatakoto en fonction des valeurs du F terminal (F_T).

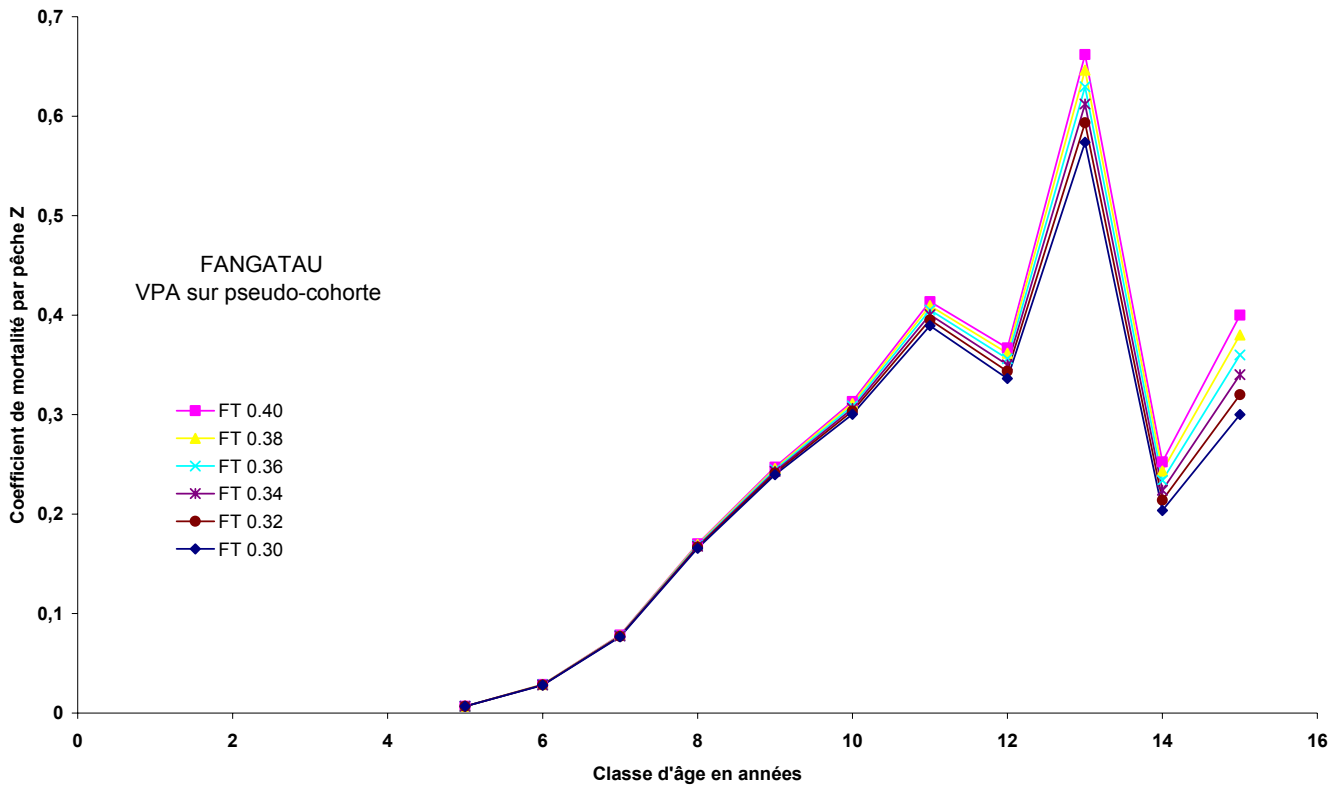


Figure 19 : variation du coefficient de mortalité par pêche (F) par groupe d'âge pour Fangatau en fonction des valeurs du F terminal (FT).

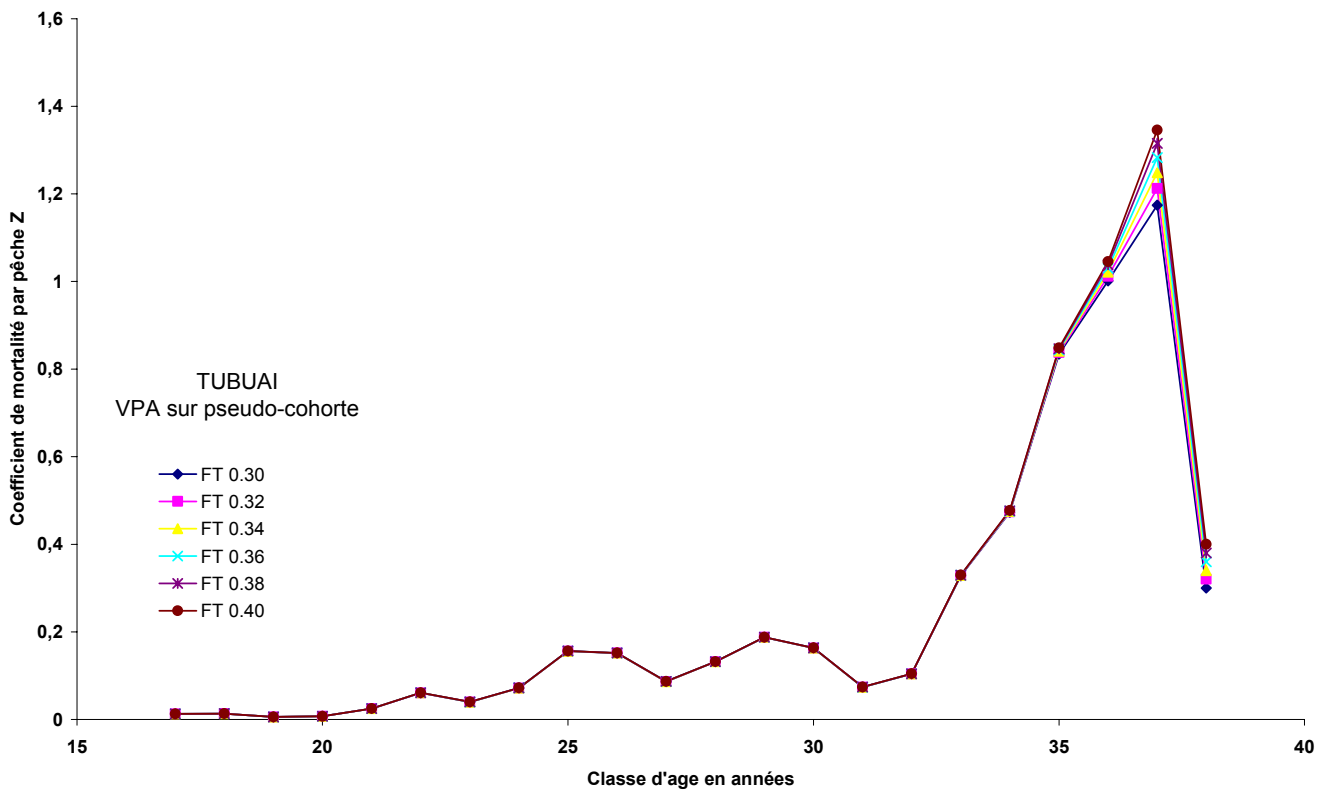


Figure 20 : variation du coefficient de mortalité par pêche (F) par groupe d'âge pour Tubuai en fonction des valeurs du F terminal (FT).

Dynamique des peuplements et modélisation analytique : des résultats d'intérêts limités par des hypothèses fortes

Au travers de deux chapitres sont présentés les résultats (§ V.) et les limites (§ VI.) de l'analyse des données de dynamique des populations par l'approche structurale et l'estimation d'isoplètes de rendement par recrue. Ces analyses permettent de réaliser un diagnostic de l'exploitation des bénéficiers à Tatakoto, Fangatau et Tubuai et de définir des mesures de gestion spécifiques en modifiant l'effort de pêche et/ou l'âge (ou la taille) de première capture. Toutefois, de nombreuses hypothèses sont requises et limitent la pertinence des résultats. Des démarches à entreprendre afin de fiabiliser la réalisation des futures analyses sont proposées. Il convient donc aujourd'hui d'engager une réelle démarche de précaution et d'acquisition de données dont les grandes lignes sont présentées dans la section suivante.

V. Analyse par le modèle structural et isoplètes de rendement par recrue

V.1 Principe

Le principe d'un diagnostic de rendement par recrue est de permettre la quantification du potentiel de production halieutique associé à un diagramme d'exploitation donné indépendamment du niveau du recrutement.

En d'autres termes, les rendements par recrue permettent de savoir si le régime d'exploitation actuel permet de tirer un bon parti de chaque individu entrant dans la pêcherie et si le recrutement est utilisé de façon satisfaisante.

En prenant une cohorte hypothétique entrant dans la pêcherie avec un recrutement R , on peut suivre, grâce à l'équation de survie, les effectifs d'une cohorte tout au long de sa vie. Adjoint à un vecteur de poids aux âges, l'équation de capture, permet de calculer chaque année les captures pondérales et donc le poids total Y des captures que le diagramme d'exploitation aura permis de tirer sur toute la durée de vie de la cohorte. On peut alors calculer le rendement par recrue Y/R (en grammes par recrue) en divisant la production totale Y par le recrutement R .

En faisant varier le vecteur de mortalité par pêche F , on peut tracer la courbe de rendement par recrue et prévoir les effets sur la production par recrue qu'entraînerait une modification du niveau global de l'effort de pêche. La courbe de rendement par recrue permet ainsi de définir le multiplicateur du vecteur de mortalité par pêche qui autoriserait une maximisation de la production pour un diagramme d'exploitation donné.

En jouant successivement sur le vecteur de mortalité par pêche et sur le diagramme d'exploitation on peut également tracer des isoplètes de rendement par recrue qui pour tout couple de mortalité par pêche et diagramme d'exploitation donnent le rendement par recrue correspondant (Laurec et Le Guen, 1981).

Connaissant l'évolution numérique de la cohorte et le poids moyen à chaque âge, l'évolution de la biomasse par recrue B/R en fonction d'un multiplicateur du vecteur de mortalité par pêche peut aisément être estimé. De la même façon que pour le rendement par recrue, des isoplètes de B/R peuvent être tracées. Une hypothétique ogive de maturité permet aussi de tracer l'évolution de la biomasse féconde par recrue B_f/R et des isoplètes de biomasse féconde par recrue.

Ces calculs par recrue ne requièrent aucune hypothèse contraignante, si ce n'est une certaine **stabilité spatio-temporelle des paramètres de croissance et de mortalité**. Toutefois, aucune hypothèse de stabilité du recrutement, ni d'équilibre de l'abondance du stock n'est nécessaire.

V.2 Modèles utilisés

L'équation de base utilisée dans tous les calculs de production ou rendement par recrue est celle de la fonction dérivée exprimant le taux instantané de production d'une cohorte :

$$\frac{dY_t}{dt} = F_t \cdot N_t \cdot W_t$$

avec

Y_t : production totale d'une cohorte entre son recrutement et le moment t

F_t : coefficient instantané de mortalité par pêche au temps t

N_t : effectif des survivants au temps t

W_t : poids moyen des survivants au temps t

La durée de vie de la cohorte est divisée en intervalles de temps à l'intérieur desquels les taux de mortalité et les paramètres de la fonction de croissance sont **représentés par des valeurs constantes**. Les productions successives à l'intérieur de chaque intervalle sont ensuite sommées.

A partir de la définition du taux de mortalité, on montre que l'effectif évolue de manière exponentielle dans chaque intervalle de temps entre les bornes t_i et t_{i+1} . On peut ainsi écrire :

$$N_{i+1} = N_i \cdot e^{-(F_i + M_i)(t_{i+1} - t_i)}$$

La capture sur l'intervalle est alors donnée comme suit :

$$Y_i = \int_{t_i}^{t_{i+1}} F_i \cdot N_i \cdot e^{-(F_i + M_i)(t_{i+1} - t_i)} \cdot \bar{W}_i \text{ soit}$$

$$Y_i = \frac{F_i}{Z_i} \cdot N_i \cdot \bar{W}_i \cdot (1 - e^{-Z_i})$$

D'où une capture totale :

$$Y_T = \sum_{i=1}^n Y_i$$

V.3 Les données utilisées

Les calculs de biomasse, biomasse féconde et rendement par recrue sont basés sur :

- la valeur moyenne du vecteur de mortalité par pêche F issu de l'analyse de pseudo-cohorte ;
- le vecteur de mortalité naturelle M issu de l'analyse des données in situ ;
- la croissance pondérale de type $W(t) = aL(t)^b$ avec $L(t)$ qui suit le modèle de Von Bertalanffy (paramètres présentés Tab. 3) et $a=0.05$ et $b=2.65$;
- l'ogive de maturité est basée sur une augmentation du ratio d'hermaphrodisme simultanée supposée raisonnable avec la taille des individus. Toutefois aucune étude histologique n'a pu être réalisée ;
- un recrutement considéré à partir de 6 cm.

Le tableau 7 synthétise les paramètres de mortalité estimés.

Tableau 7 : synthèse des paramètres de mortalité calculés et estimés par les différentes méthodes disponibles.

		Tatakoto	Fangatau	Tubuai
Z coefficient de mortalité totale	Z Pauly	0,46	0,49	0,28
	Z= FVPA+ M Caddy	0,30	0,36	0,35
	Z= FVPA+ M in situ	0,42	0,37	0,31
M coefficient de mortalité naturelle	M Caddy	0,11	0,09	0,09
	M in situ	<u>0,23</u>	<u>0,10</u>	<u>0,05</u>
F coefficient de mortalité par pêche	VPA pseudo-cohorte	<u>0,19</u>	<u>0,27</u>	<u>0,26</u>
	F= Z - M Caddy	0,35	0,40	0,19
	F= Z - M in situ	0,23	0,39	0,23

V.4 Résultats

V.4.1 Fangatau

La figure 21 présente l'évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction d'un multiplicateur de la mortalité par pêche (mF).

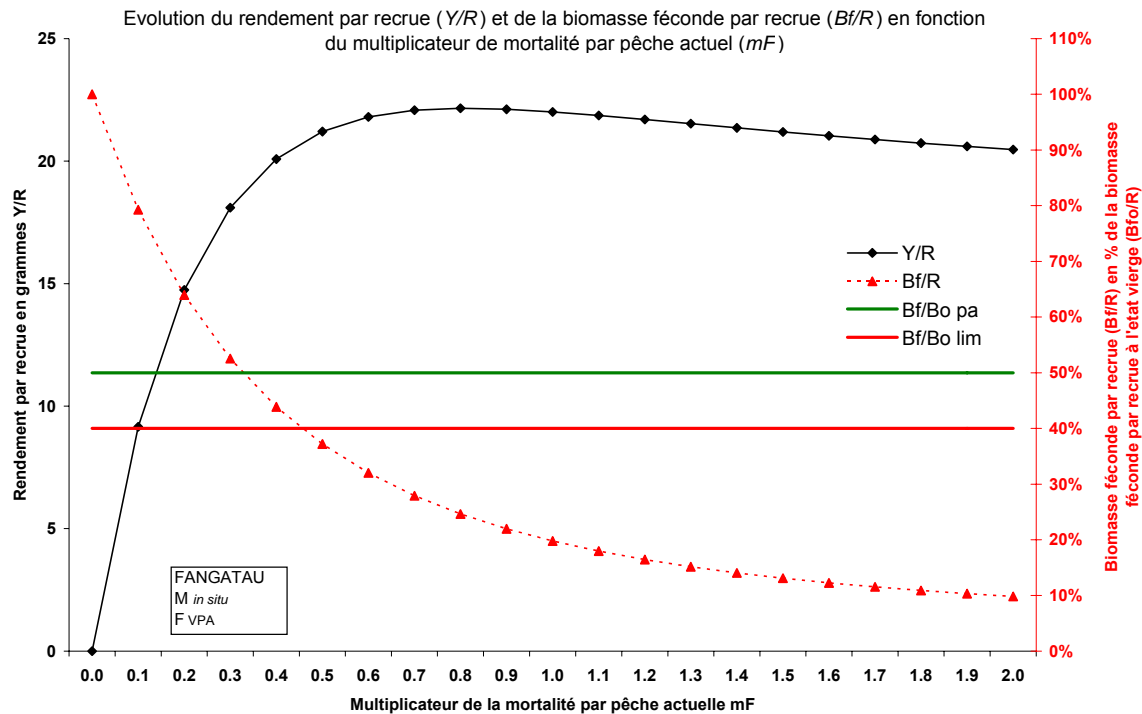


Figure 21 : évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge (Bf/Bo) en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche mF pour Fangatau.

Tableau 8 : valeurs du Y/R , Bf/Bfo , comparaison du Y/R actuel au Y_{max}/R qui correspond au rendement maximum, et à l'évaluation mF_{pa} , effort permettant d'arriver à Bf_{pa}/Bo pour Fangatau.

Y/R (g)	Y_{act}/Y_{max}	Bf/Bfo	mF_{pa}/mF_{act}
22	99%	20%	33%

La figure 22 et la figure 23 présentent respectivement les isoplètes de rendement par recrue et les isoplètes de biomasse féconde par recrue en % de la biomasse féconde par recrue en l'absence de pêche. Ainsi pour tout régime d'exploitation (couple *multiplicateur de mortalité par pêche* mF et *âge de première capture*) on peut estimer quelles auraient été le rendement par recrue (Y/R) et la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge.

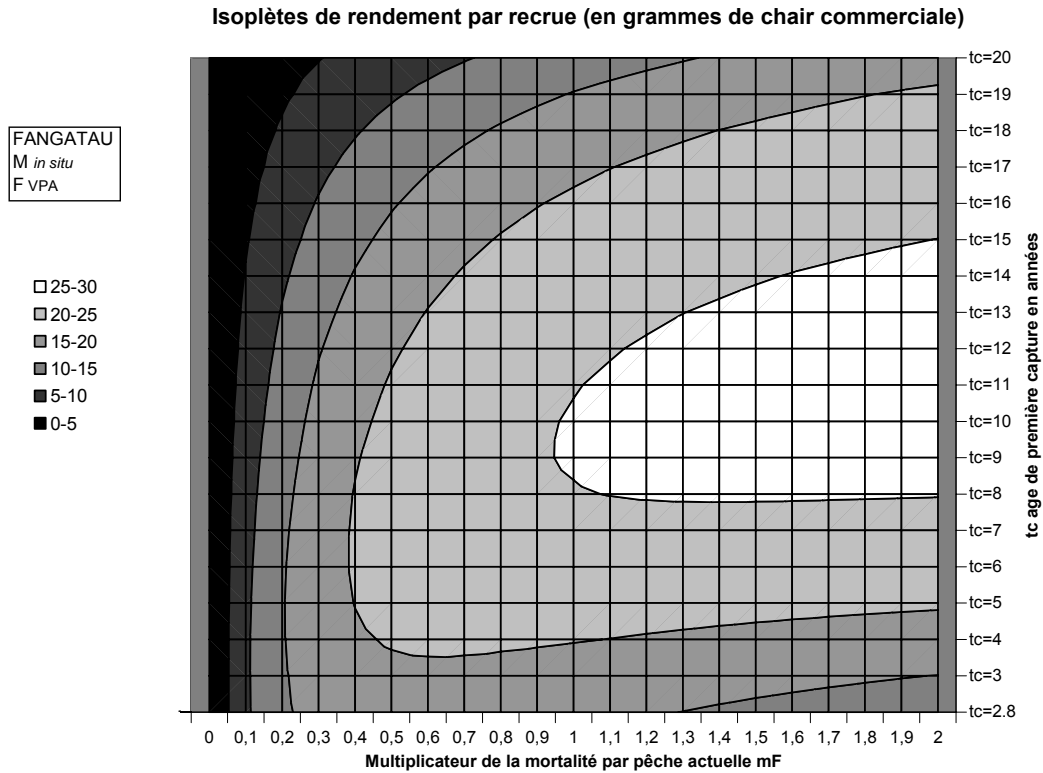


Figure 22 : isoplètes de rendement par recrue pour Fangatau. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Y/R .

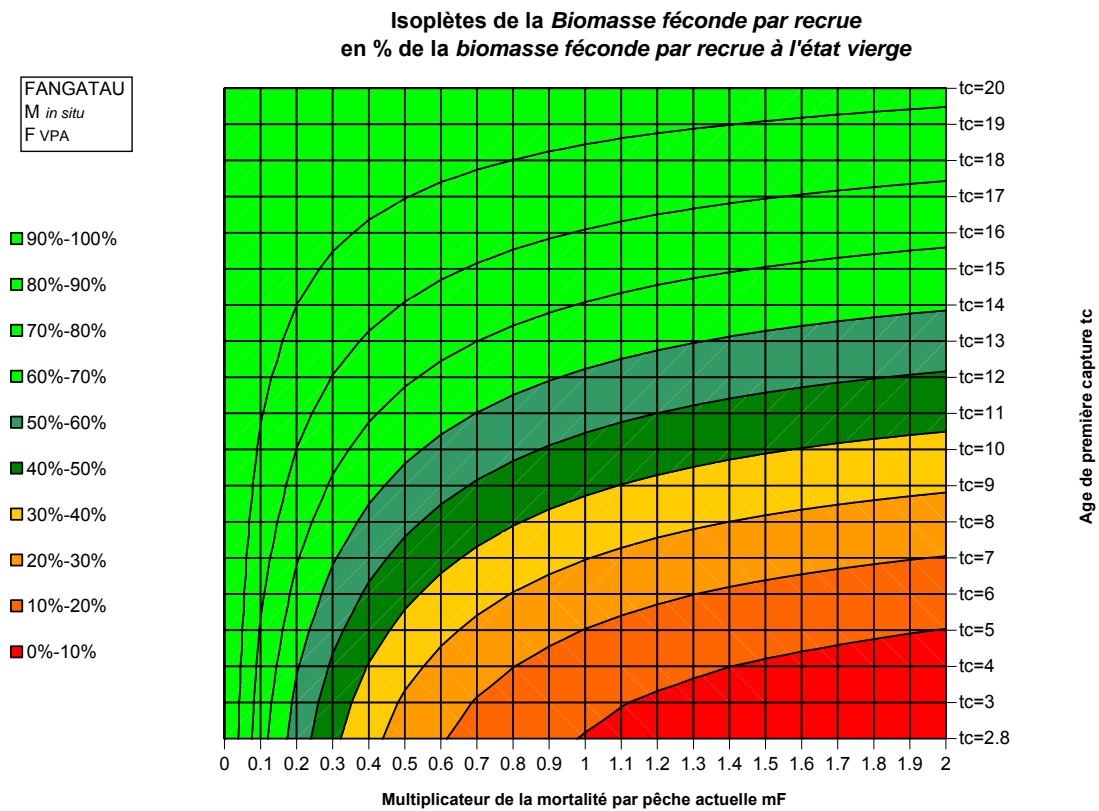


Figure 23 : isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge pour Fangatau. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un B_f/B_{f0} .

V.4.2 Tatakoto

La figure 24 présente l'évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction d'un multiplicateur de la mortalité par pêche.

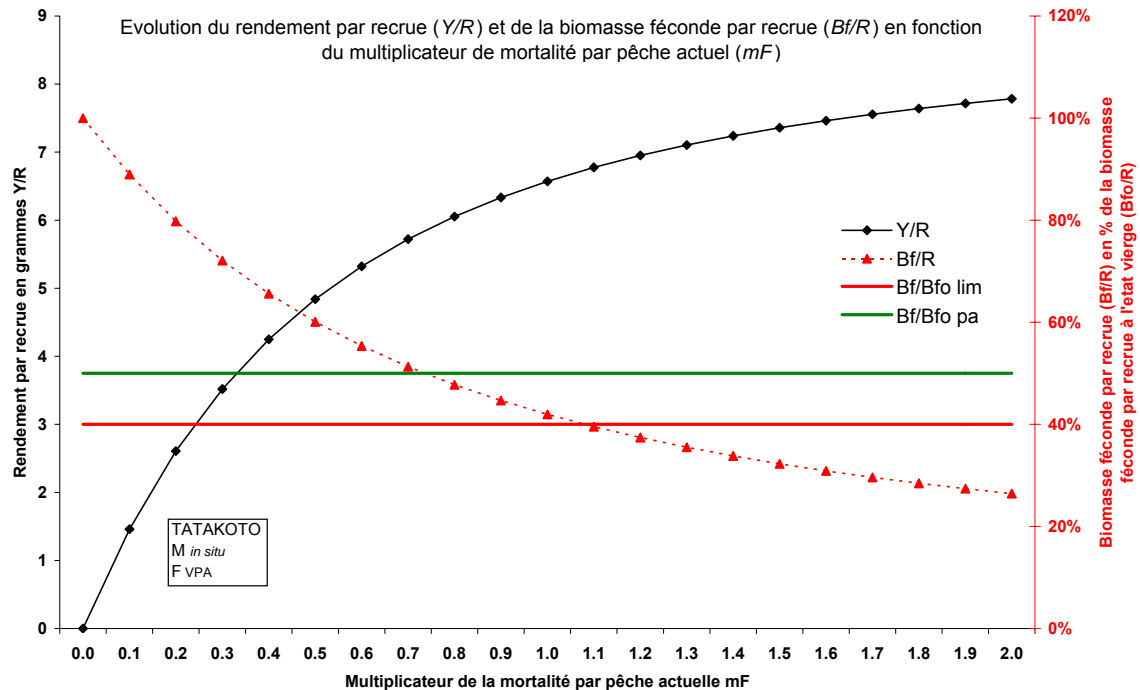


Figure 24 : évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche mF pour Tatakoto.

Le tableau 9 reprend les valeurs de Y/R , Bf/R et les compare respectivement au Y_{max} qui correspond au rendement maximum, et au mF_{pa} , effort permettant d'arriver à Bf_{pa}/R .

Tableau 9 : valeurs du Y/R , Bf/Bfo , comparaison du Y/R actuel au Y_{max}/R qui correspond au rendement maximum, et à l'évaluation du mF_{pa} , multiplicateur de mortalité par pêche, permettant d'arriver à Bf_{pa}/Bo pour Tatakoto.

Y/R (g)	Y_{act}/Y_{max}	Bf/Bfo	mF_{pa}/mF_{act}
7	66%	42%	73%

La figure 25 et la figure 26 présentent respectivement les isoplètes de rendement par recrue et les isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue en l'absence de pêche. Ainsi pour tout régime d'exploitation (couple *multiplicateur de mortalité par pêche* mF et *âge de première capture*) on peut estimer quels auraient été le rendement par recrue (Y/R) et la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge.

Isoplètes de rendement par recrue (en grammes de chair commerciale)

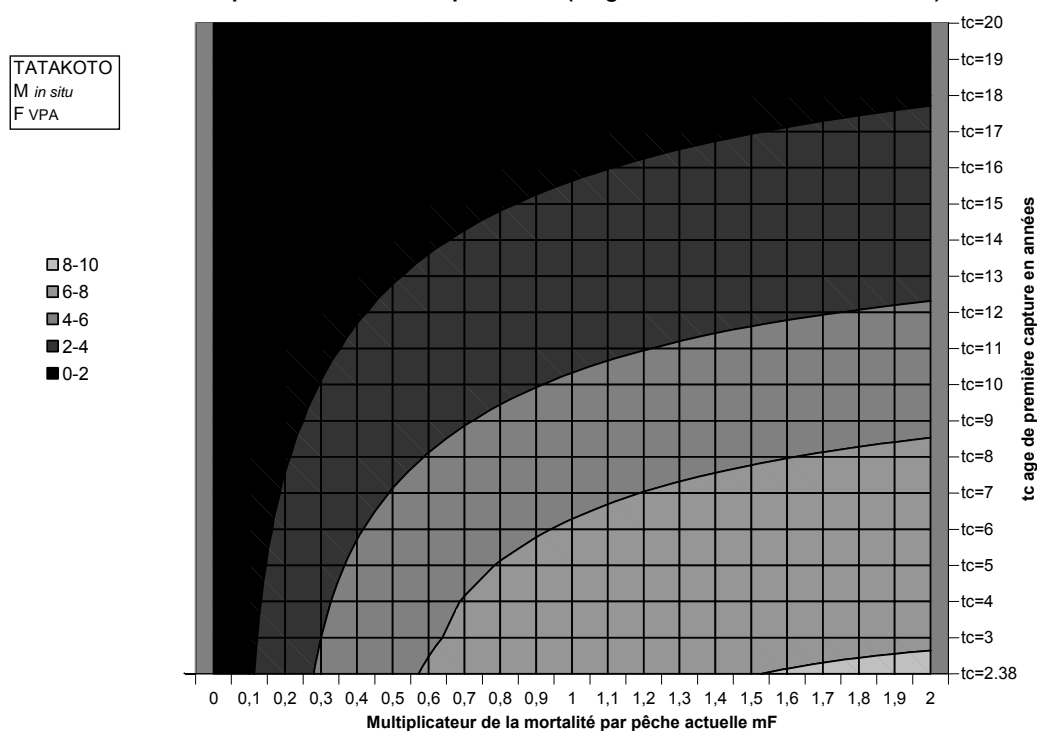


Figure 25 : isoplètes de rendement par recrue pour Tatakoto. A tout régime d'exploitation (couple mF, tc) correspond un Y/R .

Isoplètes de la Biomasse féconde par recrue en % de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge

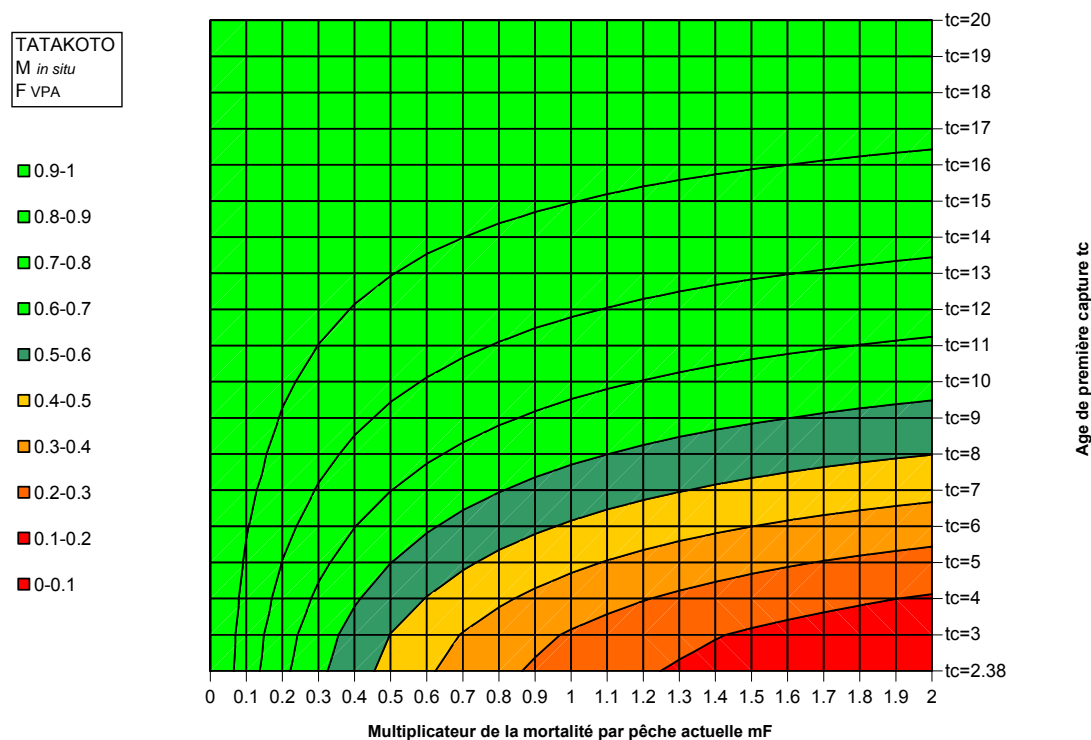


Figure 26 : isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge pour Tatakoto. A tout régime d'exploitation (couple mF, tc) correspond un Bf/Bfo .

V.4.3 Tubuai

La figure 27 présente l'évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction d'un multiplicateur de la mortalité par pêche.

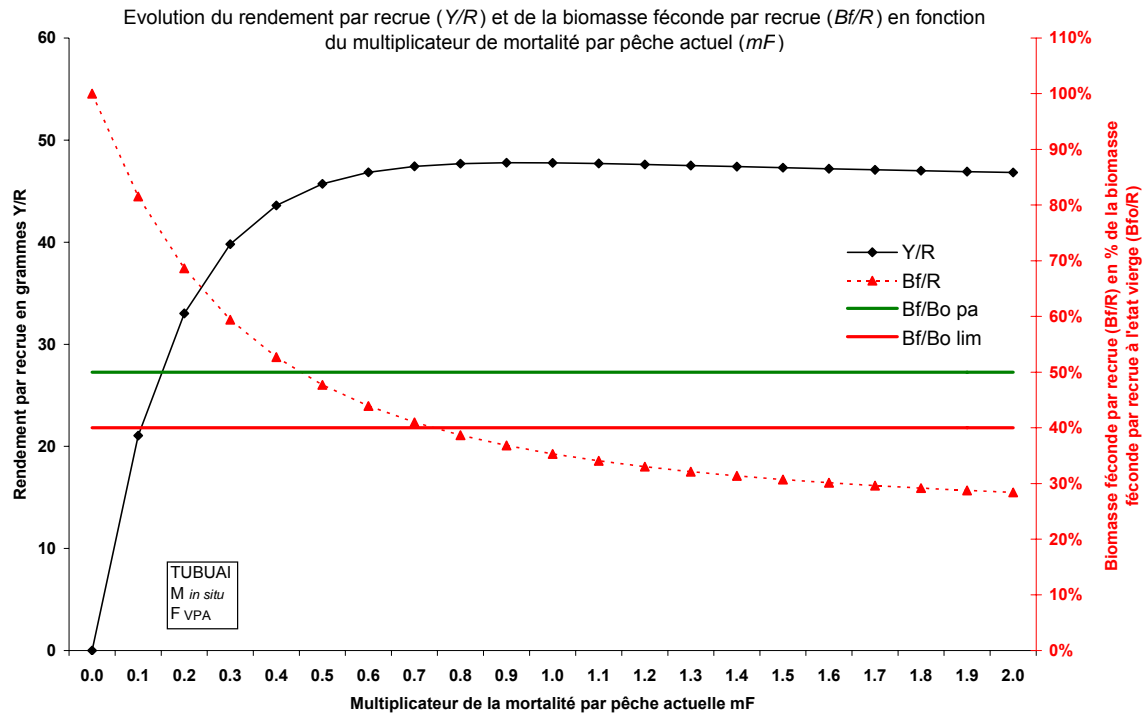


Figure 27 : évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche mF pour Tubuai.

Le tableau 10 reprend les valeurs du Y/R , Bf/R et les compare respectivement au Y_{max} qui correspond au rendement maximum, et au mF_{pa} , effort permettant d'arriver à Bf_{pa}/R .

Tableau 10 : valeurs du Y/R , Bf/Bfo , comparaison du Y/R actuel au Y_{max}/R qui correspond au rendement maximum, et à l'évaluation mF_{pa} , effort permettant d'arriver à Bf_{pa}/Bo pour Tatakoto.

Y/R (g)	Y_{act}/Y_{max}	Bf/Bfo	mF_{pa}/mF_{act}
48	99.9%	35%	45%

La figure 28 et la figure 29 présentent respectivement les isoplètes de rendement par recrue et les isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue en l'absence de pêche. Ainsi pour tout régime d'exploitation (couple *multiplicateur de mortalité par pêche* mF et *âge de première capture*) on peut estimer quels auraient été le rendement par recrue (Y/R) et la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge

Isoplètes de rendement par recrue (en grammes de chair commerciale)

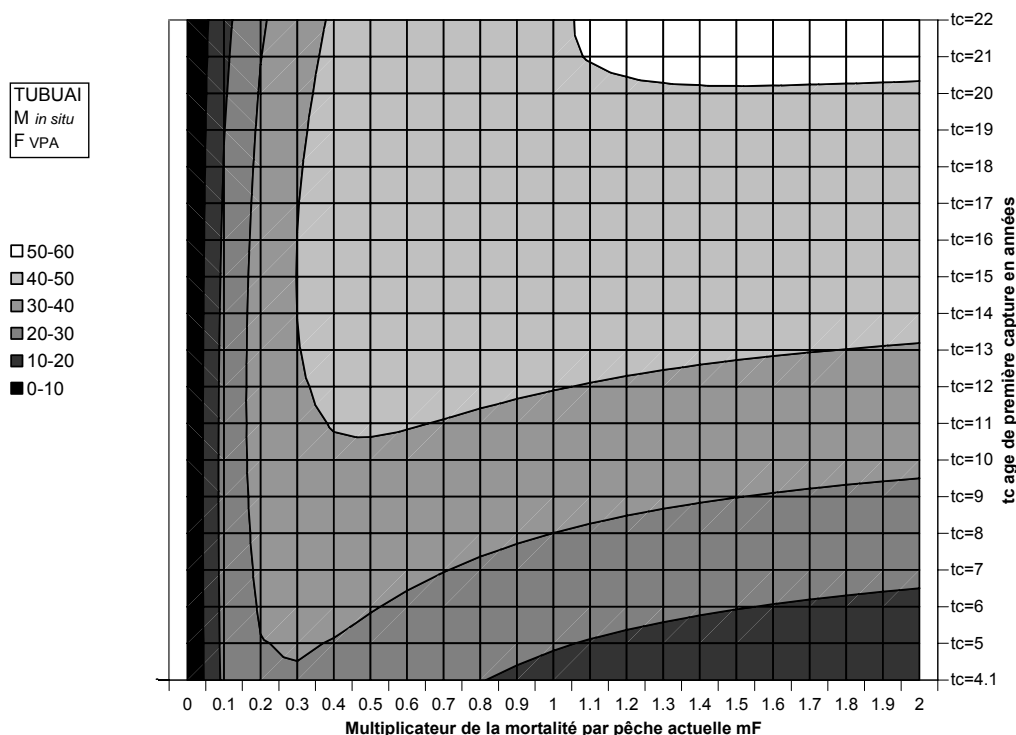


Figure 28: isoplètes de rendement par recrue pour Tubuai. A tout régime d'exploitation (couple mF, t_c) correspond un Y/R .

Isoplètes de la Biomasse féconde par recrue en % de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge

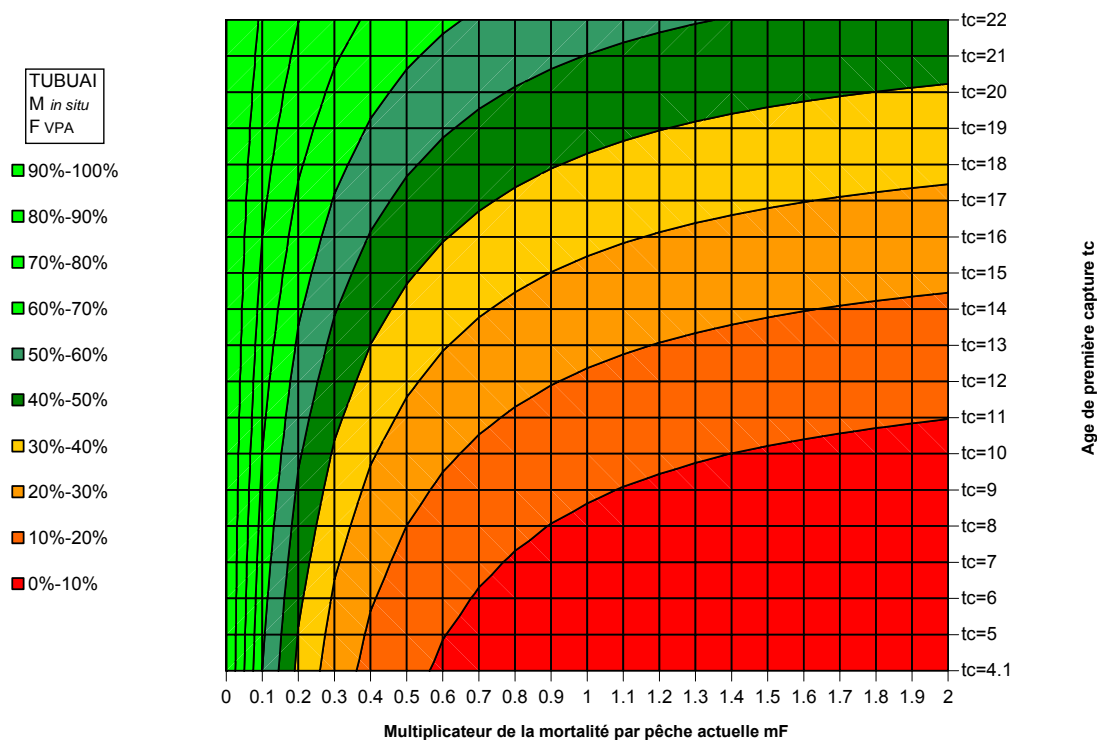


Figure 29 : isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge pour Tubuai. A tout régime d'exploitation (couple mF, t_c) correspond un B_f/B_{f0} .

V.4.4 Diagnostics

Rendement par recrue

Le diagramme de rendement par recrue est utilisé pour évaluer l'utilisation qui est actuellement faite du recrutement. On s'interroge sur la manière dont l'exploitation tire profit des animaux qui sont recrutés chaque année dans le stock, suite au processus de reproduction.

Une exploitation intense conduit à la capture d'un grand nombre d'individus qui sont en moyenne de petite taille. A l'inverse, des efforts de pêche faibles conduisent à la capture d'individus moins nombreux mais plus gros. L'effet de variation de l'effort de pêche sur l'utilisation du recrutement disponible dépend donc d'un bilan entre le nombre d'individus capturés et leurs tailles, entre le processus de croissance et celui de la mortalité.

Cette première approche s'attache donc à évaluer la situation actuelle d'exploitation par rapport au problème de surexploitation de croissance.

Deux situations contrastées apparaissent à ce niveau.

- **Tubuai et Fangatau** : les pêcheries sont dans un état de pleine exploitation. La situation de maximisation des captures par recrue est en effet actuellement atteinte voir dépassé. L'augmentation de l'effort de pêche ne permettrait aucun gain supplémentaire de production par recrue (Fig. 21 et 27). A l'inverse, un effort plus faible permettrait des captures équivalentes voir très légèrement supérieures.
- **Tatakoto** : la pêcherie est en sous-exploitation de croissance. Autrement dit, nous sommes en dessous de l'effort de maximisation du rendement par recrue (Fig. 24).

Biomasse féconde par recrue

Toutefois la maximisation du rendement par recrue présente le désavantage principal de ne pas considérer la surexploitation de recrutement. La théorie de la biomasse féconde par recrue (Gabriel, Sissenwine and Overholtz, 1989) a été progressivement utilisée comme une façon empirique et utile d'obtenir des points de référence en l'absence de relations *stock-recrutement*. Le postula sous-jacent est que les générations qui se succèdent doivent produire suffisamment « d'unités de ponte par recrue » (exprimées en biomasse ou en œufs) tout au long de leur vie afin d'assurer leur remplacement. L'approche qui considère le pourcentage de la biomasse féconde par recrue par rapport à la biomasse féconde par recrue à l'état vierge dépasse donc l'approche envisagée par le modèle de Y/R qui se préoccupe uniquement du risque de surexploitation de croissance.

A ce niveau deux situations apparaissent :

- **Tubuai et Fangatau** : le niveau de biomasse féconde par recrue en pourcentage de celui à l'état vierge est faible ; B_f/B_{f0} atteint 35 % à Tubuai et 20 % à Fangatau.
- **Tatakoto** : le niveau de biomasse féconde par recrue en pourcentage de celui à l'état vierge est moyen (42%).

Malgré l'absence de critères scientifiques objectifs, l'application d'une première limite arbitraire de référence de mortalité par pêche $F_{50\%}$ est préconisée (Gillespie dans Smith, 2003). Cette mortalité correspond à un ratio Bf/Bf_0 égal à 50 %, cette valeur étant considérée en première approche comme la biomasse au-dessous de laquelle le renouvellement de la population risque d'être affecté (Perry, 1999). Cette limite, correspondant à la notion de « seuil de précaution » (noté Bf/Bf_{pa}), reste empirique et n'est pas spécifique aux bénéitiers.

Ainsi pour parvenir au niveau de précaution Bf/Bf_{pa} le multiplicateur de mortalité par pêche mF_{pa} est de :

- 0.33 pour Fangatau, soit une diminution de 67 % par rapport à la valeur actuelle mF_{act} ;
- 0.45 pour Tubuai, soit une diminution de 55 % par rapport à mF_{act} ;
- 0.73 pour Tatakoto, soit une diminution de 27 % par rapport à mF_{act} .

Cette prédiction à long terme de la biomasse par recrue par rapport à l'état vierge est faite **comparativement au maintien du statu quo** (hypothèse de stationnarité des processus de mortalité naturelle et par pêche, ainsi que de la croissance pondérale). De ce point de vue, une des premières difficultés rencontrées concerne la relation entre l'effort de pêche et la mortalité par pêche. En effet, les modèles de capturabilité correspondant à cette relation se révèlent généralement peu stables en raison de la variation de la disponibilité du stock. Pour contourner cette difficulté, le diagnostic a été exprimé en fonction d'un niveau de mortalité par pêche (et non en fonction d'un effort de pêche).

Toutefois en posant l'hypothèse forte d'une **capturabilité constante** et en utilisant les données de Prises par Unité d'Effort (P.U.E) (Fig. 30), on peut réaliser une première proposition de gestion de l'effort de pêche (Tab. 11).

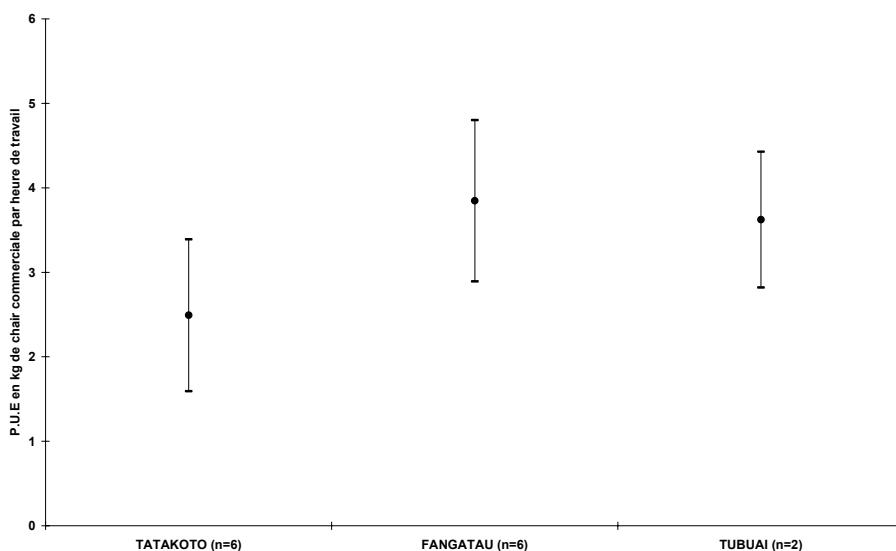


Figure 30 : P.U.E en kg de chair commerciale par heure de travail sur le lagon. N correspond au nombre de pêcheurs échantillonnés.

Le tableau 11 présente les valeurs de l'effort de précaution (en jours de pêche) qui devraient être appliquées pour parvenir au seuil de précaution. Cette valeur reste toutefois entachée par l'ensemble des hypothèses nécessaires aux calculs et à la faible taille des échantillons des P.U.E.

Tableau 11 : taille de première capture (cm) observée lors des échantillonnages, effort actuel en heures de pêche, effort actuel en jours de pêche sur une base d'une journée de six heures de travail et effort de précaution en jours de pêche sans changement de l'âge de première capture pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai (les valeurs min et max correspondent au calcul d'un intervalle de confiance à 95 % de certitude).

		Tatakoto	Fangatau	Tubuai
Capture moyenne approximative en kilos	Y 2003-2005	20 000	5 000	40 000
	Taille minimale de prélèvement	tc en cm	12	12
Effort actuel en heures de pêche sur le lagon	E max	12 552	1 729	14 181
	E moy	8 026	1 300	11 036
	E min	5 899	1 041	9 033
Effort actuel en jours de pêche sur le lagon sur une base d'une journée de six heures de travail sur le lagon	E max	2 092	288	2 364
	E moy	1 338	217	1 839
	E min	983	174	1 506
Effort de précaution pour parvenir au Bfpa/Bfo de 50% sans changement de l'âge de première capture (Ho: q constante)	Epa max	1527	95	1064
	Epa moy	977	71	828
	Epa min	718	57	678

Isoplète de rendement par recrue et isoplète de biomasse féconde par recrue

Plusieurs stratégies de gestion peuvent être proposées en changeant le régime d'exploitation actuel de sorte à considérer les problèmes de surexploitation de croissance et/ou de recrutement.

Le tableau 12 reprend les paramètres du régime d'exploitation actuel pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai.

Tableau 12 : régime d'exploitation actuel pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai. (t_{act} = âge de première capture, $mFact$ = multiplicateur de mortalité par pêche et $Fact$ = coefficient de mortalité par pêche).

	t_{act}	$mFact$	$Fact$
Tatakoto	5	1	0.19
Fangatau	5	1	0.27
Tubuai	17	1	0.26

En conservant le multiplicateur de mortalité par pêche actuel $mF=1$, il est possible en modifiant l'âge de première capture d'optimiser le rendement par recrue et/ou la biomasse féconde par recrue (ou plus exactement d'atteindre les valeurs Y/R_{max} et B/B_{fopa}) :

- pour Fangatau, le passage du t_c actuel de 5 ans à un t_c supérieur à 10 ans (figures 22 et 23) serait une façon d'optimiser simultanément le Y/R et la Bf/Bf_0 ;
- pour Tubuai, le passage du t_c actuel de 17 ans à un t_c supérieur à 22 ans (figures 28 et 29) serait une façon d'optimiser le Y/R et la Bf/Bf_0 ;
- pour Tatakoto, le passage du t_c actuel de 5 ans à un t_c supérieur à 7 ans (figures 25 et 26) permettrait l'optimisation de la Bf/Bf_0 sans trop affecter le Y/R .

En conservant l'âge de première capture actuel t_c , il est possible, comme nous l'avons montré précédemment (cf. § rendement par recrue et biomasse féconde par recrue), d'optimiser le rendement par recrue et/ou la biomasse féconde par recrue.

Il est aussi possible de trouver une solution intermédiaire plus acceptable, car moins contraignante, pour la pêcherie en modifiant simultanément les deux paramètres. Si la gestion de l'exploitation est faite dans une perspective d'optimisation de la B_f/B_{fo} , on peut en changeant l'âge de première capture limiter la diminution de l'effort de pêche sans trop affecter le Y/R , voire même en l'augmentant.

- Pour Fangatau, diminuer la mortalité par pêche de 30 % en modifiant et fixant l'âge de première capture à 9 ans, permettrait de parvenir au seuil de précaution B_f/B_{fo} tout en augmentant le Y/R ;
- De la même façon, pour Tatakoto on peut par exemple ne diminuer la mortalité par pêche que de 10 % en modifiant et en fixant l'âge de première capture à 6 ans. Cela permettrait de parvenir au seuil de précaution B_f/B_{fo} sans trop affecter le Y/R ;
- Enfin, pour Tubuai, diminuer la mortalité par pêche de 30 %, en modifiant l'âge de première capture à 19 ans, serait un moyen de parvenir au seuil de précaution B_f/B_{fo} sans modifier le Y/R .

Les propositions précédentes correspondent donc à une modification de la taille minimale de prélèvement associée à une diminution de l'effort de pêche. Le tableau 13 reprend les propositions exposées. Ils convient encore de souligner que les valeurs proposées restent entachées par des hypothèses fortes et la faible taille des échantillons des P.U.E.

Tableau 13 : t_c taille de première capture en cm proposée, effort actuel en heure de pêche, effort actuel en jours de pêche sur une base d'une journée de six heures de travail et effort de précaution en jours de pêche en considérant le changement de l'âge de première capture proposée pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.

		Tatakoto	Fangatau	Tubuai
Capture moyenne approximative en kilos	Y 2003-2005	20 000	5 000	40 000
	t_c en cm	13	16	18
Effort actuel en heures de pêche sur le lagon	E max	12 552	1 729	14 181
	E moy	8 026	1 300	11 036
	E min	5 899	1 041	9 033
Effort actuel en jours de pêche sur le lagon sur une base d'une journée de six heures de travail sur le lagon	E max	2 092	288	2 364
	E moy	1 338	217	1 839
	E min	983	174	1 506
Effort de précaution pour parvenir au B_{fpa}/B_{fo} de 50% avec changement de l'âge de première capture (H_0 : q constante)	E _{pa} max	1883	202	1654
	E _{pa} moy	1204	152	1288
	E _{pa} min	885	121	1054

Cette prédiction à long terme de la biomasse par recrue par rapport à l'état vierge est faite comparativement au maintien du *statu quo* (hypothèse de stationnarité des processus de mortalité et de croissance pondérale).

VI. Des résultats d'intérêt limité par les hypothèses fortes

Nous rappelons l'ensemble des hypothèses émises et nécessaires aux calculs des paramètres de dynamique des populations, à la réalisation des diagnostics et aux mesures de gestion présentées dans le précédent chapitre.

Le calcul de la mortalité par pêche par la VPA sur pseudo cohorte est basé sur :

- les données de capture ;
- la structure en taille des bénitiers prélevés ;
- un stock dit en équilibre où le recrutement, la croissance et la mortalité sont supposés identiques d'année en année. En outre, on utilise des valeurs moyennes sans tenir compte de la variabilité spatiale à l'intérieur de chaque lagon.

Le concept de rendement par recrue et ses prolongements préconisés au cours du dernier groupe de travail sur les pêcheries d'invertébrés à Halifax en 2002, ont été utilisés pour réaliser des éléments de diagnostic sur l'exploitation. Le diagnostic du présent reste parfaitement valide. Toutefois, il faut conserver à l'esprit que ces calculs sont relatifs à des valeurs moyennes des paramètres de dynamique des populations sur l'ensemble du lagon. La prédiction à long terme de la biomasse par recrue par rapport à l'état vierge et les régulations qui en découlent (gestion par l'effort de pêche et par la taille de première capture) sont basées sur :

- un point de référence empirique ;
- une ogive de maturité semi-empirique ;
- un stock en équilibre où la croissance et la mortalité seront identiques d'année en année et homogènes sur l'ensemble des lagons ;
- une capturabilité constante ;
- des prises par unité d'effort admises comme représentatives.

Il paraît donc important de poursuivre les efforts initiés en essayant systématiquement de considérer, non pas l'échelle globale du lagon mais, une échelle plus fine en :

- développant et/ou fiabilisant le suivi des captures globales et en les spatialisant;
- poursuivant et développant l'acquisition des données relatives à la structure en taille des bénitiers prélevés et celles des prises par unité d'effort en privilégiant leurs spatialisations;
- réalisant une étude histologique sur l'ogive de maturité des bénitiers en fonction de la taille sur les trois lagons et en testant si il existe un effet spatial;
- initiant un suivi en routine de certains paramètres de dynamique des populations en considérant l'aspect spatial ;
- effectuant une étude de la capturabilité.

Enfin si les propositions de réduction de l'effort de pêche et/ou de changement au niveau de la taille de première capture sont retenues, au regard des précédentes remarques, il convient d'engager une réelle démarche de précaution.

Approche de précaution et stratégie générale de co-gestion adaptative

A l'aide d'exemples tirés de références bibliographiques sur les pêcheries d'invertébrés et en insistant sur les limites des recommandations émises, les arguments qui conduisent à l'application d'une approche de précaution et d'acquisition de données (§ VII.) sont exposés. La stratégie générale de co-gestion adaptative semble une approche intéressante. Elle passe par l'implication des communautés, le développement de séries d'indicateurs et la mise en place d'un cycle de gestion complété par de l'utilisation d'outils de gestion spatialisés (§ VIII.). Cette section est une introduction aux trois sections suivantes qui traitent et détaillent les concepts et applications liés aux indicateurs, à l'utilisation d'outils de gestion spatialisés et à la mise en place d'une stratégie de co-gestion adaptative.

VII. Une indispensable approche de précaution et d'acquisition de données

VII.1 Constat

Les publications scientifiques sur l'approche de précaution pour la gestion des pêcheries sont nombreuses et montrent l'importance de trouver et d'utiliser des points de référence. Les travaux entrepris sur l'établissement de références biologiques ont principalement été consacrés aux poissons et peu ont été réalisés pour les espèces d'invertébrés (Caddy, 2004 ; Smith et Rago, 2004). Les points de référence, définis pour éviter la surexploitation, sont issus de modèles traditionnels de dynamique des populations développés pour les poissons.

Les caractéristiques uniques de la biologie des invertébrés et de leurs pêcheries rendent difficile l'application des concepts et modèles utilisés dans la gestion des pêcheries de poissons.

Les espèces d'invertébrés sont généralement fortement structurées spatialement avec une distribution non homogène (Caddy, 1975 ; Orensanz et Jamieson, 1998) et des stades adultes peu ou pas mobiles mais présentant une dispersion larvaire importante. Leurs dynamiques sont extrêmement labiles et sensibles aux variations des conditions environnementales, et cela même à des échelles très réduites. Cela tend à générer des gradients spatiaux au niveau de la croissance, de la mortalité et du recrutement (Caddy, 1989; Shoeman and Richardson, 2003). Un autre facteur d'importance est l'existence de facteurs de densité dépendance qui contrôlent la croissance, la mortalité et le recrutement. Ces caractéristiques concourent à une structuration spatiale en métapopulations dont la modélisation dynamique n'est encore qu'à ses balbutiements.

De plus, les espèces à croissance lente, avec des contraintes particulières en terme de qualité d'habitat comme les bécasses, peuvent être classées comme des espèces de stratégie *k* qui demandent de plus importantes précautions de gestion, comparées aux autres espèces de stratégie *r*, plus invasives et plus résistantes à la surexploitation (Caddy et Sharp, 1986).

L'approche de modélisation analytique du chapitre précédant considère le pourcentage de la biomasse féconde par recrue par rapport à la biomasse féconde à l'état vierge. Elle dépasse l'approche envisagée par le modèle de rendement par recrue (Y/R), qui se préoccupe uniquement du risque de surexploitation de croissance, et qui ne considère que la surexploitation de recrutement. Toutefois, compte tenu de la stratégie biologique de l'espèce, des hypothèses émises et particulièrement de la nécessité de tenir compte de l'hétérogénéité spatio-temporelle des paramètres de dynamique des populations, **il convient d'appliquer l'approche de précaution**. Cela paraît d'autant plus important que de nombreuses pêcheries de bécasses (Kinch., 2002 ; Gilbert *et al.*, 2006) et plus généralement de bivalves se sont effondrées dans le monde et certaines peu de temps après leur début d'exploitation. Une collection d'exemples extraits de publications scientifiques est donnée par Orensanz *et al.* (2006).

<i>Structuration spatiale - Distribution non homogène - Dynamique labile et sensible aux variations environnementales - Facteurs densité dépendance - Espèce de stratégie k - Sensible à la surexploitation - Approche de précaution</i>
--

VII.2 Une démarche nécessaire d'acquisition de données des pêcheries en développement

Caddy et Gulland (1983), Perry *et al.* (1999) et Castilla et Defeo (2001) rapportent qu'il y a typiquement plusieurs phases qui se succèdent avant que la gestion soit durable. Perry *et al.* (1999) en suggèrent trois (Fig. 31). La figure 31 illustre en prenant l'exemple d'une pêcherie d'oursins en Colombie Britannique la succession de ces trois périodes :

- 1/ une période de développement ;
- 2/ une période de crise ;
- 3/ une période durable.

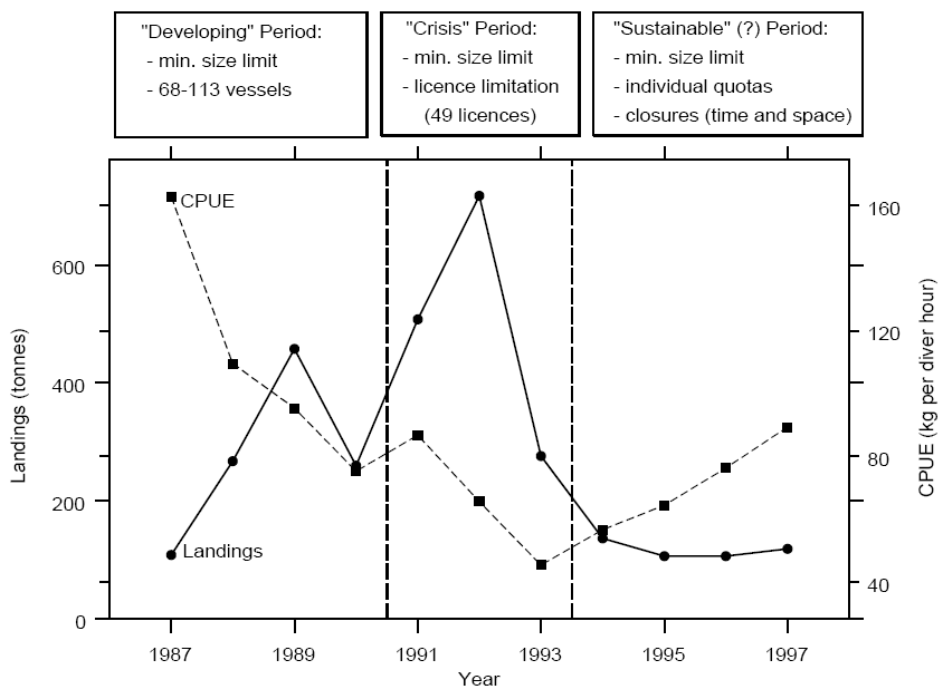


Figure 31 : quantités débarquées et captures par unité d'effort d'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie britannique, Canada. Les différentes phases de développement de la pêcherie ainsi que les actions de gestion mises en place sont présentées dans la partie supérieure de la figure (Perry *et al.*, 1999).

Si durant les deux premières phases, l'approche halieutique classique qui demande des données importantes est rarement réalisable, il convient de se concentrer sur le **développement de séries d'indicateurs qui mesurent des aspects clé de la ressource et des pêcheries** (Caddy and Defeo, 2003).

Aujourd'hui, sur l'ensemble des îles et atolls du projet, peu de données sont collectées en routine. Seules les données liées aux exportations sont disponibles avec toutefois une qualité et une régularité des suivis assez variables suivant l'île considérée (cf. § I.3)

L'approche de gestion responsable, dans le contexte actuel de développement des pêcheries de bénéficiers, doit donc intégrer un suivi régulier des stocks et des pêcheries par la mise en place d'indicateurs de l'état du système. Toutefois, compte tenu de l'éloignement et de l'absence de représentant décentralisé du Service de la Pêche, il est nécessaire de limiter le

nombre d'indicateur à mesurer et de favoriser la mise en place d'un système participatif de co-gestion.

Trois phases : développement-crise-période durable - Pêcherie de bénitiers en phase de développement- Séries d'indicateurs - Participation des populations : co-gestion

VIII. Stratégie générale proposée : co-gestion adaptative et démarche de précaution

VIII.1 Co-gestion adaptative

Dans une perspective de gestion des pêcheries de bénitiers, nous proposons la mise en place d'une stratégie de co-gestion adaptative qui doit permettre de concilier la durabilité des revenus tirés de l'exploitation et l'acquisition de données pour la gestion en impliquant les populations. L'implication et la formation de la population et des pêcheurs initiées doivent être poursuivies.

Des indicateurs qui mesurent les aspects clé de la ressource et de la pêche (Fig. 32) doivent être définis en vue de leur intégration dans un système de décision dénommé « *control harvest rule* ». Ce système spécifie les actions de gestion à entreprendre en fonction des valeurs prises par les indicateurs. Il nécessite la mise en œuvre de régulations, telles que la mise en place de quotas ou d'une gestion de l'effort de pêche. Dans la mesure du possible, ces indicateurs devront être spatialisés afin de considérer la distribution non homogène des stocks et la variabilité tant spatiale que temporelle de leurs dynamiques.

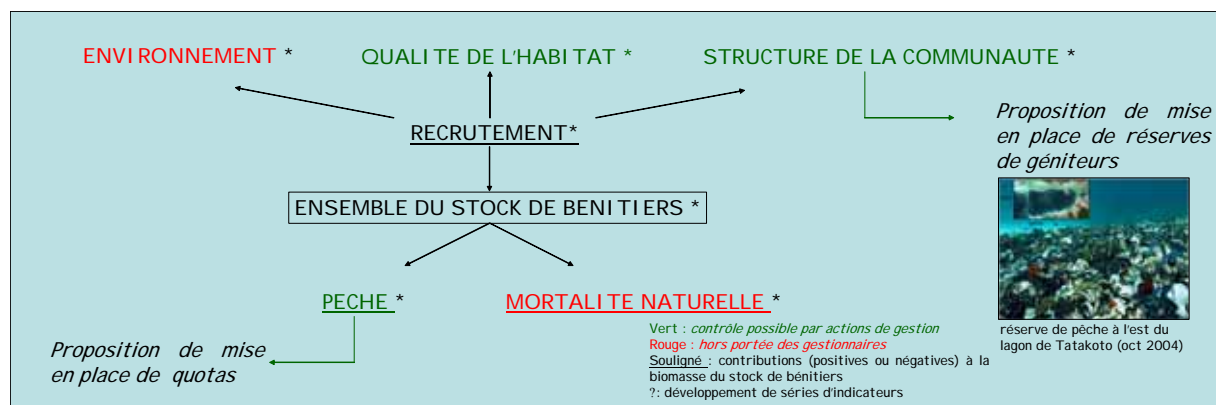


Figure 32 : paramètres qui contrôlent le système, actions de précautions envisagées et attributs (*) nécessitant le développement d'indicateurs.

La mise en place d'une **co-gestion adaptative efficace doit passer par un processus formel de gestion** avec des rencontres annuelles, voire semi-annuelles, entre les différentes personnes du comité de gestion : gestionnaires, scientifiques, pêcheurs, volontaires, populations et autorités. Seule la mise en place d'un cycle continu permettra de considérer et réagir à des changements de la pêche, de la ressource et de l'environnement afin de mettre en place des règles équitables et adéquates pour la pêche.

VIII.2 Démarche de précaution et outils de gestion spatialisés

Smith et Rago (2004) soulignent l'importance de considérer la composante spatiale en utilisant des mesures de gestion des pêcheries benthiques comme les refuges de reproduction et l'assolement.

Chez les organismes sédentaires à reproduction massive, la contribution à la reproduction du stock total dépend beaucoup des zones où les densités sont importantes. C'est d'ailleurs précisément là où l'allocation de l'effort de pêche est souvent la plus grande. Dès qu'une zone de forte agrégation est épuisée, il y a, en plus du changement de la densité moyenne, un effet moins apparent sur la structure spatiale avec des conséquences sur les processus de reproduction dépendants de la densité. Cela crée une situation délicate où les pêcheurs ciblent généralement les individus qui ont le plus de chance de se reproduire. Cet aspect est certainement l'une des causes probables de surexploitation de recrutement observée dans les pêcheries benthiques. La plupart des stratégies de gestion de ces espèces, avec une phase de dispersion larvaire et des adultes sessiles présentent généralement une fécondité élevée et impliquent la constitution de réserves de géniteurs afin de maintenir leur densité à un niveau adéquat. Il est donc proposé, en application du principe de précaution et dans une démarche de concertation avec les populations, de créer des zones où la pêche des benthiques sera interdite **La mise en place de refuges de reproduction constitue une composante majeure dans l'approche de précaution.**

D'autres mesures de conservation ont été suggérées et appliquées à différentes espèces d'invertébrés benthiques. Utilisée autrefois empiriquement dans la société polynésienne et connue sous l'appellation *rahui*, la mise en place d'une stratégie d'assolement sur les lagons peut présenter théoriquement des avantages considérables en association avec une gestion par des quotas (Brand *et al.*, 1991 ; Caddy, 1993). Cette stratégie nécessite la définition de la taille des zones ou, plus généralement, la partition idéale de l'espace ainsi que la période de rotation. La période de rotation est généralement liée aux caractéristiques biologiques de l'espèce (croissance, mortalité et recrutement). Un modèle de simulation a été développé afin de définir la période optimale en considérant la petite taille des lagons (qui limite le nombre de zones) et différentes combinaisons des paramètres biologiques (croissance, mortalité naturelle) et de mortalité par pêche.

Les points présentés précédemment sont détaillés dans les chapitres suivants.

<i>Co-gestion adaptative : implication, formation et gestion concertée - Indicateurs spatialisés - « Contrôle harvest rule »- Quotas - Gestion de l'effort de pêche - Cycle de gestion - Comité de gestion - Démarche de précaution : Refuges de reproduction - Assolement</i>
--

Acquisition des données, indicateurs et premiers points de référence

Le contexte de gestion par l'utilisation d'indicateurs et de points de référence est présenté (§ IX.). La définition d'un indicateur et des deux points de référence (cible et limite) qui lui sont associés est précisée. Des indicateurs pour la gestion des bénitiers sont proposés, adjoints, lorsque les données le permettent, de premiers points de référence. Les indicateurs potentiels sont repris dans un tableau qui présente l'échelle spatio-temporelle suggérée pour l'acquisition des données ainsi que leurs possibles origines. Enfin, l'intégration des indicateurs et des points de référence dans un système appelé « *harvest control law* » qui spécifie les actions de gestion à réaliser en fonction des valeurs prises par les indicateurs est présentée (§ X.). Ce système, dont l'expérience pratique est toujours limitée, semble un outil prometteur qui pourrait être appliqué pour la co-gestion adaptative des bénitiers en Polynésie française.

IX. Indicateurs et points de référence

IX.1 Contexte de gestion par les indicateurs et les points de référence

L'approche actuelle de gestion des pêches depuis 1995, avec l'engagement des Nations Unies pour une pêche responsable et le code de conduite de la FAO, est de considérer les points de référence comme des valeurs spécifiques des séries d'indicateurs qui représentent une caractéristique du stock particulièrement intéressante pour les gestionnaires.

Lorsque la Loi de la Mer fut négociée, le MSY (Maximum Sustainable Yield) était le point cible de référence utilisé pour la gestion mais trop souvent dépassé ou mal approprié. Depuis les années 90, l'utilisation de différents points de référence cibles sur les captures, la biomasse et la mortalité par pêche, s'est répandue dans le contexte grandissant de l'approche de précaution (Caddy et Mahon, 1995).

Garcia et Staples (2000) définissent un indicateur pour les pêcheries comme une variable, une indication, un index relatif à un critère. Les fluctuations de cet indicateur révèlent les variations des attributs clés à la durabilité de l'écosystème, du stock, ou de la pêcherie. La position et les tendances de l'indicateur, en relation avec le point de référence, indiquent l'état présent et la dynamique du système.

On peut définir deux types de points de référence :

- **TRP** : le « *Target Reference Point* » ou *Point de Référence Cible* est un point de référence indiquant un état de la pêche et/ou de la ressource qui est considéré comme désirable et vers lequel les actions de gestion durant les phases de développement ou de reconstitution des stocks doivent permettre de tendre ;
- **LRP** : le « *Limit Reference Point* » ou *Point de Référence Limite* est un point de référence indiquant une limite au-delà de laquelle l'état de la pêche et/ou de la ressource est considéré comme indésirable.

Ainsi, lorsque l'indicateur se rapproche du point de référence cible, l'indicateur prend des valeurs considérées comme optimales. Une liste de points de référence utilisés pour les invertébrés est donnée tableau 14 (Caddy and Defeo., 2003).

Toutefois, l'utilisation de points de référence pour la gestion des invertébrés est relativement récente et encore peu développée. Il est donc inévitable de considérer la littérature sur les poissons (Caddy, 2004). De nombreux formats tendent à classer les indicateurs fonctionnellement (Malkina-Pykh, 2000 ; Muller, Hoffmann-Kroll et Wiggering, 2000, pour le *système PSIR* (Pressure State Impact Response); FAO, 1999 ; Garcia et Staples, 2000, pour le *système PSR* (Pressure State Response)).

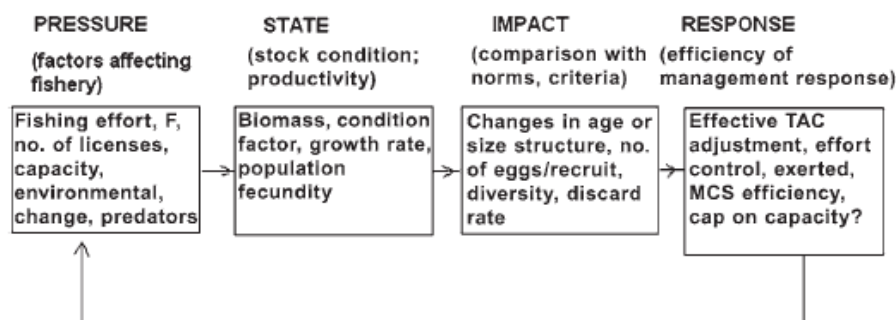


Figure 33 : schéma illustrant le système PSIR (Pressure State Impact Response) et présentant des exemples d'indicateurs pour chaque catégorie (Caddy, 2004)

Tableau 14 : exemples variables à partir desquelles des indicateurs peuvent être développés pour les pêcheries d'invertébrés.

Pressure	State	Impact	Response
*Catch (C_t)	*Stock size	Mean size or age	*TAC/Y
* C_t/MSY	* B_t/B_{MSY}	Egg/recruit	*TAC/TAC _U
* C_t/C_{U_t} § ΔC_t (+5%/year)	* B_t/B_{U_t}	Declining species diversity	§ TAC reduced
(f/A) _t , F_t , (C/B) _t , u_t , Z_t	*CPUE _t /CPUE _U	loss of cover, habitat or rugosity	§ Limit access, protect areas
# licenses, fleet capacity, (ΣHP) _t , Σ (Fleet Tonnage) _t	*RV _t /RV _U	Value of state indicators (S_t)/ corresponding LRP value; S_t/S_{U_t}	§ Close seasons
# trips or #trap or dredge hauls/A	§ ΔB (declines at -4%/year)	NA_t/NA_{U_t} , $N^{OLD}_t/N^{OLD}_{U_t}$	§ Δ (-) subsidies
Predator/stock abundance	Prey abundance or condition factor or growth rate K(von Bertalanffy)	Discards (directed and incidental fisheries) /catch, or discards/ biomass.	# infringements-prosecutions
Status of the environment	Popln. fecundity or % mature in catch or R_t/R_{U_t}	Incidental effects of trawling on epifauna?	Other regulatory responses

* suggéré par Gilbert, Annala et Johnston (2000); suggéré par Garcia et Staples (2000). Suffixe U = valeur correspondant à une période de référence où le stock était exploité de façon durable. RV= temps moyen d'échantillonnage, CPUE= Captures par unité d'effort, Z= mortalité totale; A= surface occupée par le stock, ΔX = variation annuelle de x, R= recrutement annuel, f= effort de pêche, F= mortalité par pêche, u= taux d'exploitation, TAC= captures totales admissibles, Y= rendement, NA= étendue des nurseries/habitats critiques, N^{OLD} = abondance du groupe des classes d'âges matures les plus vieux.

Dans le système PSIR (Fig. 33) que nous proposons d'utiliser :

- les indicateurs de *pression* (Pressure) sont ceux qui affectent le stock. Les captures, peuvent être considérées comme une variable absolue ou relative (par rapport à une période où les conditions étaient optimales (C_t/C_U) ou considérée comme optimales (C_t/C_{MSY})); dans les deux cas, elles sont des mesures de pression exercée sur le stock. D'autres mesures de pression de la pêche peuvent être considérées comme le nombre de pêcheurs ou le nombre de jours de mer. D'autres variables, comme l'abondance des prédateurs ou les conditions environnementales, peuvent être considérées comme une forme de pression ;
- la taille du stock en nombre et en biomasse, la taille de la population féconde, le recrutement annuel et l'abondance des proies, constituent des indicateurs de la catégorie *état* (State). Les indicateurs d'état peuvent également inclure des facteurs environnementaux et climatiques ;
- l'*impact* (Impact) de la pêche (ou d'autres facteurs environnementaux et écologiques) peut, par exemple, être mesuré par le biais de la taille moyenne ou

de la fraction des individus âgés les plus féconds comparée à celle présente lors d'une période de référence (U) ;

- les *réponses* (*Response*) sont des indicateurs qui mesurent la réactivité du système de gestion, telle que le degré de précaution utilisé. Celui-ci peut par exemple être quantifié en mesurant l'adéquation entre un quota retenu pour la gestion et celui préconisé et généré par un modèle.

IX.2 Formulation d'indicateurs et de premiers points de référence pour les bénitiers

Les indicateurs ont pour but de favoriser la communication, la transparence, l'efficacité et la responsabilisation. Ils sont un instrument facile à comprendre pour décrire l'état des ressources halieutiques et l'activité de pêche, et pour évaluer les tendances par rapport aux objectifs de développement durable.

Ils ne sont pas une fin en eux-mêmes. Ils constituent un instrument qui doit permettre de réaliser des évaluations et des comparaisons, soit entre pêcheries, soit entre années, pour une pêcherie donnée. Une analogie proposée par la FAO (1999) mérite d'être citée : « *Les indicateurs peuvent être assimilés aux instruments qui se trouvent à bord d'un bateau de pêche, qui indiquent au capitaine la direction et la vitesse du bateau, la quantité de carburant restante et l'état des systèmes de commande nécessaires pour que le navire puisse poursuivre sûrement ses opérations. Ils font apparaître les risques potentiels dans la route du navire, mais il appartiendra au capitaine de juger des dangers et changer la direction.* »

L'approche par l'utilisation d'indicateurs est également une démarche très prometteuse pour la mise en place d'une co-gestion adaptative avec l'implication des communautés. En effet, compte tenu de la faible quantité de données disponibles, il est aujourd'hui difficile d'attribuer, pour la majorité des indicateurs, des valeurs cibles et seuils. Le choix dans les valeurs empiriques, en référence à leurs valeurs actuelles sont à discuter avec l'ensemble des intervenants du projet: municipalité, populations, pêcheurs, gestionnaires et scientifiques.

IX.2.1 Points de référence basés sur la fécondité

➤ *Biomasse féconde du stock*

Dans les pêcheries de poissons longuement étudiées de l'hémisphère nord, les indicateurs issus d'analyses rétrospectives et d'estimation de biomasses annuelles sont souvent utilisés pour l'ajustement d'un modèle de relation *stock-recrutement* (SRR : Stock Recrutement Relationship). Aujourd'hui les données récoltées ne permettent pas de considérer cette approche. La mise en place d'indices spatialisés du recrutement est proposée dans une perspective d'analyse couplée aux données issues des estimations de stock. Ce point est détaillé plus loin dans le document

Dans le cas des stocks de poissons, on admet généralement que l'abondance de la biomasse féconde peut être diminuée de 80 %, voir 90 % comparativement à l'état vierge sans que cela est de conséquence significative sur le renouvellement du stock (par suite notamment de processus de régulation densité-dépendant). Néanmoins, certains auteurs suggèrent que, pour les invertébrés, l'abondance de la biomasse féconde ne doit pas diminuer de plus de 50 % par rapport à l'état vierge (Shepherd et Baker., 1998 ; Orensanz *et al.*, 1998 ; Smith., 2003). Plus généralement, il semble hautement souhaitable de retenir une limite plus élevée que celle concernant les poissons lorsqu'on s'intéresse à des organismes sessiles et territorialisés tel que les bénitiers. Ajoutons également que l'absence de connaissances sur ces stocks concourt à fixer des valeurs limites élevées.

Par ailleurs, les estimations de stocks et les cartographies réalisées (Andréfouët *et al.*, 2005 ; Gilbert *et al.*, 2006 ; Gilbert et Andréfouët, 2006) permettent aujourd’hui d’envisager la mise œuvre d’évaluations régulières de la structure et de la taille des populations de bœnitières. Une base de réévaluation tous les cinq ans semble appropriée. Le Service de la Pêche possède l’ensemble des informations nécessaires à leurs réalisations (méthodes, protocoles d’échantillonnages, et cartographies des habitats). Les premières valeurs relatives à la biomasse et la biomasse féconde sont disponibles pour cinq atolls des Tuamotu de l’est (Fangatau, Tatakoto, Napuka, Reao et Pukarua) et deux îles hautes des Australes (Tubuai et Raivavae). Elles peuvent servir de variables absolues ou relatives pour définir des points de référence (Tab. 15).

Tableau 15 : valeurs moyennes des biomasses fécondes estimées à Tatakoto, Fangatau et Tubuai (Bf) dans les parties peu profondes ; valeurs des points de référence empiriques associés et proposition d’un ratio en vue d’une intégration de l’indicateur dans un système de gestion adaptative de type « traffic light ».

	Tatakoto (2004)	Fangatau (2003)	Tubuai (2004)
<i>Bfx</i> (x fait référence à l’année d’estimation)	307	364	1523
<i>Bfpa</i> (empirique 0.5Bfo)	154	182	762
<i>Bflim</i> (empirique 0.4Bfo)	123	146	609
<i>Bfx+5/ Bfpa</i>	?	?	?

<i>Bfx+5/ Bfpa</i>		Système du traffic light
si > 1	Stock au dessus de la boimasse de précaution (bonne condition)	■
si < 1 et > 0.8	Stock en zone de danger dessous de la biomasse limite de précaution mais au dessus de la biomasse limite (en danger)	■
si < 0.8	Stock dans une situation critique (critique)	■

➤ **Biomasse féconde par recrue**

La théorie de la biomasse féconde par recrue (SPR: Spawner-Per-Recruit) (Gabriel, Sissenwine and Overholtz, 1989) a été progressivement utilisée comme une façon utile d’obtenir des points de référence en absence de relation *stock-recrutement* (SRR : Stock Recruitment Relationship). Le postula sous-jacent est que les générations qui se succèdent doivent produire suffisamment « d’unités de ponte par recrue » tout au long de leur vie, afin d’assurer leur remplacement. De toute évidence le pourcentage SPR ne fournit pas un critère absolu contre la surexploitation puisque les modifications écologiques peuvent réduire la productivité. La théorie appuyée par quelques expériences montre que le pourcentage SPR est considéré comme une mesure de la résilience du stock aux effets de l’exploitation et Mace et Sissenwine (1993) proposent une fourchette de valeurs du pourcentage SPR provenant de pêcheries bien étudiées (Fig. 34).

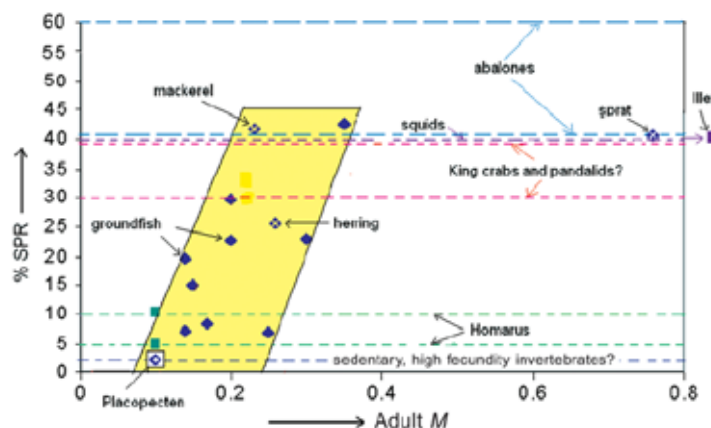


Figure 34 : valeurs minimales du pourcentage de biomasse féconde par recrue (%SPR) pour certains poissons et invertébrés à considérer pour la durabilité des pêcheries. Les données pour de nombreux poissons en %SPRs sont issues de Mace et Sissenwine (1993) et sont consignées sur le graphique en fonction de la mortalité naturelle issue principalement de FISHBASE (Caddy, 2004)

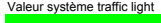


Shepherd, Rodda et Vargas (2001), en utilisant des analyses d’œufs par recrue, ont trouvé des valeurs de $F_{50\%}$ et $F_{40\%}$ (mortalité par pêche qui réduit la fécondité de 50% et 40%

par rapport à l'état vierge) élevées sur des stocks d'abalone, suggérant qu'il est nécessaire, pour ce type d'organismes, de conserver une production d'oeufs au-dessus de ces valeurs comparativement à l'état vierge.

Cette approche a été utilisée pour les bénitiers dans le précédent chapitre en appliquant une première limite arbitraire de référence de mortalité par pêche $F_{50\%}$ (Gillespie *in* Smith, 2003). Deux points de référence sont donc empiriquement proposés en relation avec la valeur de la biomasse féconde actuelle en pourcentage de la biomasse féconde en l'absence de pêche avec le $F_{50\%}$ comme *valeur de précaution* et le $F_{40\%}$ comme *valeur limite*. Pour réaliser le diagnostics de l'exploitation présente, de nombreux paramètres sont nécessaires. Ces paramètres étant voués à évoluer avec le temps et l'exploitation, ils doivent être réévalués périodiquement et intégrer si possible une dimension spatiale. Ces paramètres (Taux de croissance, Mortalité Naturelle, Captures et spectre de taille des prélèvements) constituent eux-même des indicateurs potentiels qui seront détaillés par la suite.

Le tableau 16 reprend pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai les valeurs de cet indicateur potentiel qui est réalisé en faisant le ratio $mFact/mFpa$ en comparaison avec le $F_{50\%}$.

Tableau 16 : valeurs des indicateurs de biomasse féconde par recrue pour 2006, ratios biomasse féconde par recrue/biomasse féconde par recrue à l'état vierge, et du multiplicateur de pêche actuel/multiplicateur de pêche de précaution.

	Tatakoto (2006)	Fangatau (2006)	Tubuai (2006)
<i>Bfx/R (x fait référence à l'année) en gramme/recrue</i>	36.64	86.44	476.91
<i>Bfo/R (o etat vierge) en gramme/recrue</i>	87.34	436.84	1350.24
<i>Bfx/R/Bfo en %</i>	42%	20%	35%
<i>mFx/mFpa</i>	0.73	0.33	0.45
SI Bfx/Bfo			Valeur système traffic light
> 0.5	Effort de pêche est favorable aux reproductions		
< 0.5 et > 0.4	Effort de pêche est dans une zone où il risque d'avoir des problèmes pour les reproductions		
< 0.4	Effort de pêche est trop élevé et critique pour les reproductions		

Toutefois pour les espèces sédentaires, en plus de la taille de la population, **une attention particulière doit être portée sur la répartition des densités et de la biomasse féconde** (Hancock 1973 ; Orensanz et Jamieson 1998).

IX.2.2 Indicateurs et points de référence basés sur des facteurs spatiaux et d'habitats

➤ Densité

La densité est une variable clé. Botsford *et al* (1993) notent qu'en dessous d'une femelle/m² le succès des fertilisations de l'oursin rouge *Strongylocentrotus franciscanus* est limité. Des densités minimales pour le succès des fertilisations doivent être considérées pour la plupart des espèces d'invertébrés (Orensanz *et al.*, 2006). Toutefois, il est difficile d'évaluer la valeur critique au delà de laquelle le succès des reproductions n'est plus assuré.

Comme nous l'avons précisé à plusieurs reprises, la prise en compte de la composante spatiale dans la gestion est essentielle. Plusieurs stratégies de suivis de la densité, indicateur potentiel, sont à envisager à l'échelle:

- des habitats du lagon
Grâce aux travaux d'estimation des stocks nous possédons aujourd'hui des valeurs moyennes de densité en m² par habitat ainsi que leurs écarts-types. Ces valeurs moyennes pourraient être comparées lors des futures estimations.
- de zones définies à une échelle plus locale
Certaines zones plus localisées pourraient servir de sites de référence et seraient suivies par les futurs volontaires. A ce niveau, un suivi comparatif des zones

exploitées mises en réserve vs zones exploitées non mises en réserve pourrait être initié.

La définition des valeurs des points de référence empiriques pour la densité doit faire l'objet d'un consensus entre les différentes personnes du comité de co-gestion qui reste à mettre en place. Ce comité est présenté dans la suite du document.

➤ **Productivité**

Au regard des changements écologiques qui peuvent survenir, un plus large éventail de variables est nécessaire pour suivre et gérer les pêcheries et l'utilisation d'indicateurs de productivité semble être une option à considérer. La productivité est définie par la FAO (2001) comme une fonction complexe de la fécondité, du taux de croissance, de la mortalité naturelle, de l'âge à la maturité et de la longévité.

Pour mesurer la productivité du stock, on peut passer par l'intermédiaire d'indicateurs en suivant par exemple la mortalité naturelle et la croissance (Caddy, 2004 ; Levin et Grimes, 2002 ; Clua, 2005). Compte tenu de la vitesse de croissance relativement lente, le suivi de la croissance ne demande pas un effort d'échantillonnage élevé. Un suivi tous les six mois, voire tous les ans est suffisant. Le plus fastidieux est de mettre en place les sites et les individus à suivre. Le paramètre *mortalité* peut lui être limité aux individus de taille supérieure à 6 cm, taille à partir de laquelle la mortalité se stabilise (Fig. 14, 15 et 16). Les individus choisis pour suivre la croissance serviront également pour suivre la mortalité. Le rapport final de la convention 4.0023 relative à l'estimation des paramètres de dynamique des populations de bécards présente l'ensemble des méthodes nécessaires pour mettre en place ces suivis et analyser les données.

La mise en place de ces sites de suivis doit être envisagée au sein du réseau d'aires marines protégées (proposées plus loin dans le document) lors de la formation de l'équipe d'éco-volontaires.

➤ **Recrutement**

La mise en place d'indices de recrutement spatialisés à proximité des sites de suivi de la densité et des autres paramètres de productivité, est à instaurer. L'utilisation d'indices de pré-recrutement (considéré à partir de 6 cm) couplés aux données de biomasse féconde issues des estimations de stock permettront d'évaluer l'existence d'une éventuelle relation *stock-recrutement*.

Le rôle clé des conditions environnementales doit être pris en considération puisque les captures dépendent largement du recrutement qui pour les invertébrés est souvent une fonction de facteurs biotiques et abiotiques. Puisque les invertébrés sont généralement situés en bas de chaîne trophique et donc sensibles aux effets de type bottom-up, des indicateurs qui mesurent la productivité du plancton, la turbidité, les niveaux d'oxygène, la température et l'eutrophisation peuvent être utiles pour expliquer les variations du recrutement.

➤ **Modification d'habitat**

Les pêcheries benthiques peuvent affecter le substrat et/ou la structure des stocks (Auster, 1998 ; Kaiser, 1998). Les substrats biogènes (coquilles de bécards vivants, coraux, débris de coquilles, éponges, algues...) sont particulièrement vulnérables aux actions de pêche et leur rétablissement est généralement lent (si rétablissement il y a). Ces substrats constituent

des composants importants dans l'écosystème qui peuvent fournir des refuges et/ou des substrats de fixation.

Même si cela est plus particulièrement vrai dans les pêcheries de coquillages qui utilisent les dragues, l'impact de la pêche sur l'écosystème et ses fonctions doit être considéré. Lorsque les recouvrements coralliens branchus (*Acropora sp.*) sont importants, l'impact de la pêche à pieds peut être important (Fig. 35) et peut perturber le potentiel de fixation larvaire.

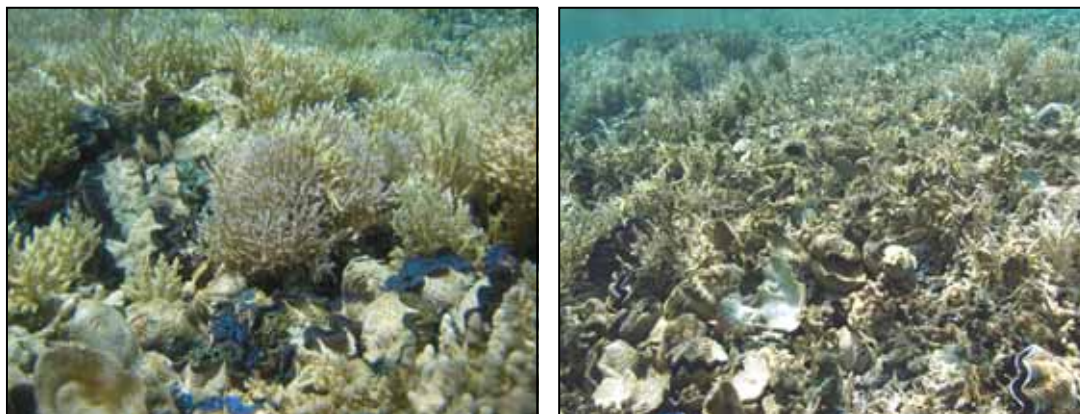


Figure 35 : illustration d'une zone vierge d'exploitation (gauche) et d'une zone impactée (droite) dans le lagon de Tatakoto.

D'autres modifications d'ordre naturelle ou anthropique peuvent modifier l'habitat en affectant soit directement la survie des bénitiers, soit le potentiel de fixation larvaire. Le développement ou l'augmentation du recouvrement d'algues peut avoir un impact négatif sur les stocks et leurs dynamiques qu'il serait intéressant de suivre (Fig. 36).

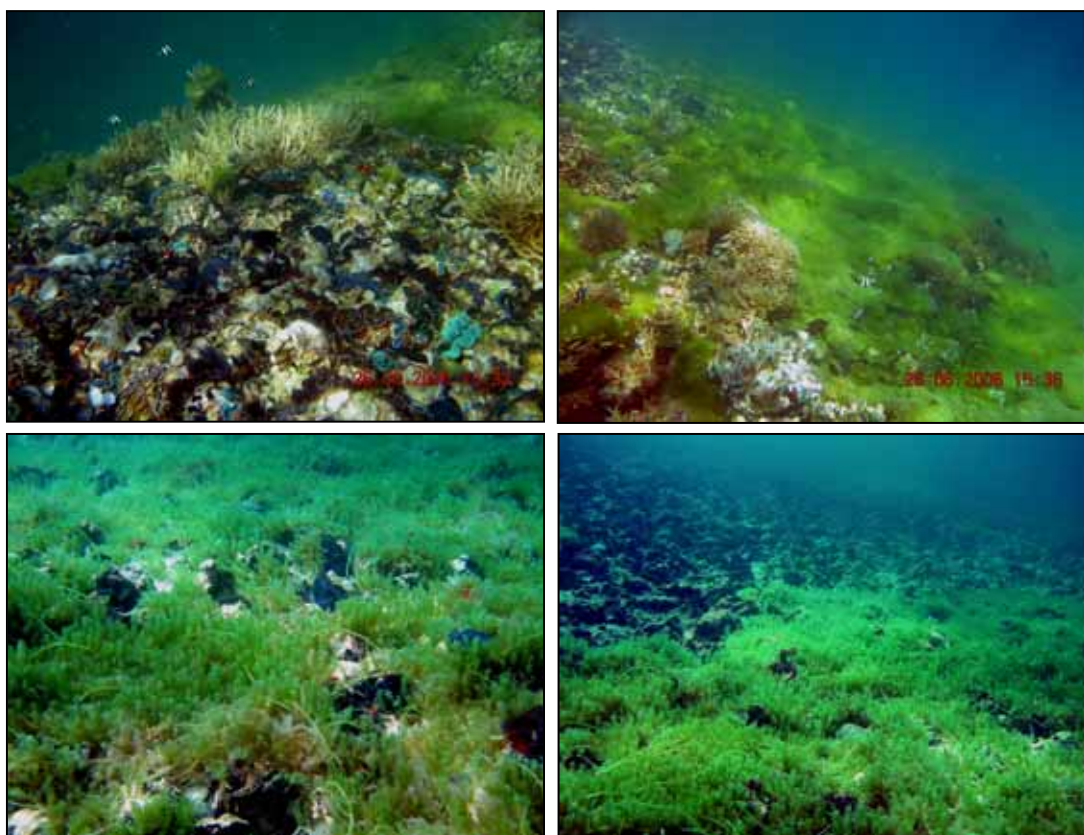


Figure 36 : développement d'algues *Boodlea Kaeneana* à Tatakoto (photos du haut) et de *Caulerpa bikiniensis* à Fangatau (photos du bas)

➤ ***P.U.E, spectre de taille des captures et nombre de bénitiers par kilogramme de chair***

Pour suivre l'évolution de l'état du stock, de l'impact de la pêche et de l'effort de pêche, les Prises par Unité d'Effort (P.U.E), le spectre de taille des captures (Fig. 37) et le nombre moyen de bénitiers par kilogramme de chair constituent des indicateurs de choix. En effet lorsque l'exploitation augmente, le nombre de classes d'âges présent dans le stock tend à être réduit, entraînant une modification de ces indicateurs. Il convient toutefois de considérer ces indicateurs à une échelle fine en réalisant des comparaisons inter-annuelles par pêcheur. La technicité du pêcheur est un facteur important qui doit être pris en compte lors des comparaisons. Ainsi, il est intéressant de cibler quelques pêcheurs de référence pour réaliser ces suivis.

Deux approches complémentaires sont suggérées pour acquérir ce type de données :

- Mettre en place des suivis *in situ* des pêcheurs : cela permet d'obtenir simultanément les trois indicateurs ;
- Mettre en place un suivi du nombre de bénitiers par kilogramme de chair en achetant quelques kilogrammes de chair aux pêcheurs.

Nous possédons déjà une base de valeurs sur ces indicateurs et quelques pêcheurs de référence à suivre (Tab 17).

Tableau 17 : valeurs actuelles des indicateurs nombre de bénitiers par kg, P.U.E de pêcheurs de bénitiers (ou de familles de pêcheurs) de Tatakoto, Fangatau et Tubuai

Ile/Identifiant	Tatakoto 1	Tatakoto 2	Tatakoto 3	Fangatau 1	Fangatau 2	Tubuai 1
Taille moyenne (cm)	16.38	14.45	14.14	18.80	16.82	19.08
Nbre de bénitiers par kg	12.25	15.51	21.05	8.06	8.65	5.69
P.U.E en Nbre/ heure travail/ personne	47.42	42.22	45.42	30.00	42.72	18.29
P.U.E en kg/ heure travail/ personne	3.87	2.72	2.16	3.72	4.94	3.21

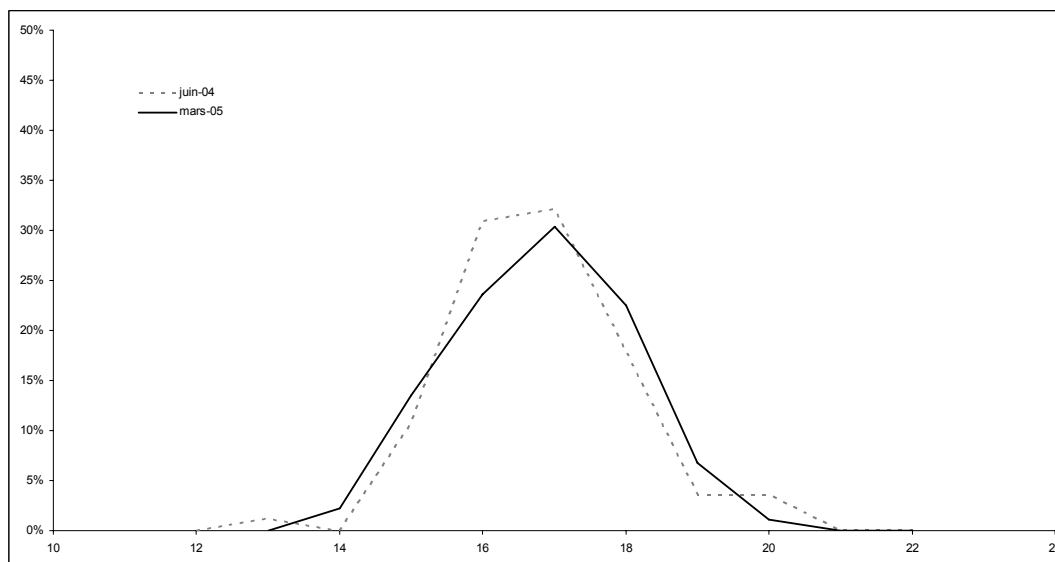


Figure 37 : illustration du spectre de taille des prélèvements du pêcheur "Fangatau 2" à 10 mois d'intervalle. Les différences de distribution sont non-significatives (test χ^2)

➤ ***Suivi de l'effort de pêche et des captures***

Les données de captures suivies actuellement à Fangatau et Tatakoto (Fig. 38) sont essentielles et doivent être pérennisées. A Tubuai, aucun suivi ne semble encore établi de façon systématique. Sa mise en place est une priorité et une condition à la mise en place de suivis plus détaillés.



Figure 38 : suivi des exportations à Tatakoto (2005).

L'utilisation des carnets de pêche (Fig. 39) constitue un complément essentiel aux données des captures en offrant une estimation de l'effort de pêche associé. Ils fournissent de façon indirecte les valeurs des P.U.E en associant à une zone, un nombre de kilogrammes de chair pêchés pour un temps donné.

L'image ci-dessous représente ton île. Elle est découpée en plusieurs morceaux qui portent chacun une lettre.

Ce carnet de pêche est pour nous essentiel et constitue un élément important pour la gestion durable de vos bénéitiers. Il vous permettra également d'avoir un historique de vos prélèvements.

Veillez le remplir après chaque sortie SVP. Cela ne prend que quelques instants.

Exemple :

- 15 janvier 2006 : trois personnes vont pêcher ensemble le bémittier au secteur ;
- 08h00 : arrivée sur le site de pêche (Zone E) ;
- 08h30 : début de la pêche (premier bémittier pêché) ;
- 15h30 : fin de la pêche (dernier bémittier nettoyé) ;

TEMPS DE PÊCHE = 15h30 - 08h30 = 7 HEURES

- 16h00 : arrivée au village et pesée de la chair de kokona ;
- 45 kg de chair a été récoltée ;
- les bémittiers seront envoyés par bateau.

Le carnet de pêche doit donc être rempli comme suit :

Date	Nbre de pêcheurs	Nbre Kg	Temps de pêche (heures)	Zone de pêche	Avion ou Bateau ou échange sur l'île
15/01/06	3	45	7	E	Bateau

Figure 39 : première page du carnet de pêche version française.

IX.3 Bilan des indicateurs proposés

L'ensemble des indicateurs présentés est repris et présenté dans le système PSIR (cf. § IX.1) Le tableau 18 présente l'échelle d'acquisition des données à considérer ainsi que l'origine possible des données. Enfin, une dernière colonne propose une fréquence pour la récolte des données.

Tableau 18 : indicateurs classés dans le système PSRI qui sont proposés pour la co-gestion des bénéficiaires. Les points de référence associés doivent faire l'objet de discussions.

Indicateurs	Echelle d'acquisition des données	Origine des données	Fréquence de récolte
Pression			
Nombre de pêcheurs (NP)	1	A	β
Nombre d'heures/jours de pêche (N/INH)	1 et 2	B	β
Capture totale (C)	1	A	β
Mortalité par pêche (F)	1	D	β
Etat			
Température (T)	1	D	δ
Nombre et date des phénomènes de période de fort marage (NM)	1	C	β
Taux de croissance (K)	1 et 2	C et D	<γ et >β
Mortalité naturelle (M)	1 et 2	C et D	<γ et >β
Indice de Recrutement (R)	1 et 2	C et D	<γ et >β
Biomasse du stock (B)	1 et 2	C et D	α
Biomasse féconde (Bf)	1 et 2	C et D	α
P.U.E	1 et 2	C et D	β
Impact			
Densité (D)	1 et 2	C et D	β
Spectre de taille des captures (S)	1 et 2	C et D	β
Nombre de bédiers par kilos de chair (Nkg)	1 et 2	C et D	β
Perte d'habitat, diminution de couverture	1 et 2	C et D	β
Recouvrement corallien (Rec) (uniquement Tuamotu)	1 et 2	C et D	β
Abondance des groupe de classes d'âges matures les plus vieux (Nold/Nref)	1 et 2	C et D	β
Bf/R	1 et 2	D	β
Réponse			
Quotas (TAC)			
Fermeture temporaires (Temp)			
Mise en réserve (NTA)			
Limitation de l'effort de pêche (E)			

1 : échelle globale au niveau du lagon
 2 : échelle fine au niveau des structures et habitats du lagon

A : autorité responsable sur file (commune/association)
 B : pêcheurs par le biais des caméris de poche
 C : volontaires
 D : missionnaires SPE et Scientifiques

α : Tous les 5 ans
 β : Tous les ans
 γ : Tous les mois
 δ : Tous les jours

Les séries d'indicateurs devront être incorporées dans une démarche dite de « decision rule » (« règle de décision ») qui requiert la mise en place d'actions lorsque les valeurs des indicateurs constituent un état où les conditions de surexploitation sont évidentes.

X. L'utilisation d'indicateurs et des points de référence dans le contexte d'un « Harvest Control Law »

Les indicateurs peuvent être intégrés dans un système appelé « Harvest Control Law » qui spécifie les actions de gestion qui doivent être prises en réponse à une valeur précise de l'indicateur. Lorsque plusieurs indicateurs sont disponibles, Caddy (1999) propose l'utilisation d'une approche appelée « Traffic Light ». Ce système permet de travailler avec de multiples indicateurs et leurs points de référence. Au départ, les indicateurs, suivant leur valeur en référence au *point limite de référence*, sont soit en zone rouge s'ils dépassent la valeur limite, soit en zone verte s'ils sont en dessous. Avec ce système la proportion d'indicateurs dans la zone rouge conditionne la sévérité de la réponse de gestion (Fig. 40). Le concept a été modifié par l'utilisation d'une zone orange, zone d'incertitude entre une situation sans risque pour le stock (verte) et une situation dangereuse pour le stock (rouge).




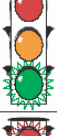

LRP's	STOCK "TRAFFIC" LIGHT	PRECAUTIONARY "TRAFFIC" LIGHT	
		# red lights ?	Management Response ?
$Z \geq Z^*$?		5	FISHERY CLOSURE ! (until at least 3? 4? light green again!)
$B \leq 0.2B_0$?		4	QUOTA EFFORT not to exceed $0.20 * \begin{cases} MSY \\ f_{MSY} \end{cases}$
$F \geq xM$?		3	QUOTA EFFORT not to exceed $0.40 * \begin{cases} MSY \\ f_{MSY} \end{cases}$
$R_t \ll \bar{R}$?		2	QUOTA EFFORT not to exceed $0.60 * \begin{cases} MSY \\ f_{MSY} \end{cases}$
$F > \begin{cases} 2/3 F_{MSY} \\ F_{0.1} \end{cases}$?		1	QUOTA EFFORT not to exceed $0.75 * \begin{cases} MSY \\ f_{MSY} \end{cases}$

Figure 40 : une série de points limites de référence (LRP's) est utilisée pour évaluer l'état de la pêche. Ce dernier est représenté par une série de feux de circulation, qui passent du vert au rouge lorsque le LRP est dépassé. Le nombre de feux rouges dicte la sévérité des actions de gestion en terme de diminution du quota ou de l'effort. Ces mesures sont maintenues jusqu'à ce que tous ou quelques feux redeviennent verts. (Caddy, 1999).

Cependant plusieurs problèmes apparaissent : comment définir les valeurs des points de référence (les valeurs aux frontières des couleurs), et lorsque plusieurs indicateurs sont utilisés simultanément, quel poids donner à chaque indicateur avant leur combinaison ? Aucune règle générale n'existe, mais travailler avec des indicateurs multiples est évidemment bénéfique et permet de fournir un diagnostic ou un index sur la santé de l'écosystème. La définition de points de référence en utilisant l'expérience acquise sur la pêche n'est pas exclue et constitue pour quelques invertébrés la seule alternative envisageable. L'utilisation de points de référence empiriques dérivés de valeurs de séries historiques qui marquent le

début d'une période de crise passée est une stratégie possible. **De tels points de référence doivent émerger de discussions entre les experts, gestionnaires et autorités.** Bien que les jugements soient scientifiquement mal vus en comparaison à l'analyse, les points de référence à proprement parler ne sont que des outils de gestion et leurs significations doivent être facilement comprises pour qu'ils soient utiles. La Loi de la Mer spécifie que les actions de gestion doivent être entreprises sur la base des meilleures informations disponibles.

Un exemple de gestion par les points de référence dans un contexte d'une approche « Harvest Control Law » appliquée sur le crabe des neiges *Chionoecetes opilio* est proposé par Caddy *et al.* (2005). Des jeux de données sur la biologie du crabe des neiges et sur ses pêcheries dans le Golf du Saint Laurent ont été compilés en une matrice d'indicateurs relevant de facteurs biologiques, spatiaux et environnementaux, afin de chercher les facteurs déterminants pour le recrutement de ces crabes et le succès des pêches. Les indicateurs utilisés mesurent la pression exercée par l'environnement, la pêche et les prédateurs sur le stock mais suivent également les tendances du recrutement à différents stades.

Toutefois l'expérience pratique d'utilisation d'indicateurs multiples pour la gestion est toujours limitée. Le suivi de nombreuses caractéristiques des pêcheries et de l'écosystème est donc aujourd'hui plus que jamais nécessaire. Le degré de redondance induit par l'utilisation de multiples indicateurs peut limiter les erreurs possibles résultant de l'utilisation de décisions basées sur un ou deux indicateurs.

Sur la base des indicateurs proposés et de ceux qui seront retenus, il conviendra de réaliser un tableau de suivi des indicateurs inspiré du système de feux proposé par Caddy. Pour la plupart des indicateurs, aucun point de référence (limite et cible) n'est disponible. Il conviendra donc de les définir de façon empirique et consensuelle avec l'ensemble des intervenants du projet de co-gestion (cf. § XIII).

Conciliation de la régénération naturelle et utilisation d'outils de gestion spatialisés

Dans le cadre de l'approche de précaution, on présente ici la complémentarité entre des objectifs de durabilité écologique, notamment dépendant de la régénération naturelle des stocks, et l'utilisation d'outils de gestion spatialisés que constituent les réserves (§ XI.) et les assolements (§ XII.). L'étude bibliographique montre que pour les invertébrés la mise en place de refuges de reproduction est de première importance. Le choix des réserves nécessite la prise en compte du concept de métapopulations et de populations sources/puits. Enfin la mise en réseau de ces réserves est suggérée. Elle doit permettre de conserver les connexions fonctionnelles entre les sous-populations de l'écosystème et nous prémunir du manque de connaissances sur l'hydrodynamisme des lagons. Des réseaux de refuges de reproduction sont ainsi proposés à Tatakoto, Fangatau et Tubuai.

Même si d'un point de vue pratique, la mise en place d'assolements semble problématique, l'intérêt d'une gestion spatiale par assolement pour les bécotiers à l'aide des simulations déterministes a été évalué. Les résultats sont présentés et discutés aux regards des avantages que ce système peut procurer.

XI. Les aires marines protégées

XI.1 Bénéfices attendus

Les réserves marines sont aujourd'hui très largement recommandées en tant qu'approche pour la gestion et leur nombre a augmenté de façon spectaculaire au cours des dernières années (Allison *et al.*, 1998, Palumbi, 2000, Mora *et al.*, 2006).

Si la théorie est bien développée pour les réserves terrestres (Pressey *et al.*, 1993, Possingham *et al.*, 2000), celle pour les réserves marine, nettement différente (Carr *et al.*, 2003), est relativement nouvelle. L'augmentation croissante du nombre de réserves marines réalisées à des fins de conservation n'a malheureusement pas amené une augmentation concomitante dans la compréhension de leurs théories. Quelques questions restent largement non-résolues. Quelles sont les conditions pour qu'elles soient bénéfiques ? Comment les déplacements affectent le bénéfice potentiel des réserves ? Quelle taille doivent-elles faire ? Quelle fraction d'une région donnée doit être mise en conservation ? Où doivent-elles être situées ? Pouvons nous réaliser un réseau efficace de réserves compte tenu de notre imparfaite connaissance des populations marines et de leurs écosystèmes ?

Dans la plupart des cas, les managers, comme les autorités compétentes, espèrent obtenir des bénéfices majeurs à court terme après l'établissement des zones marines protégées (Airamé *et al.*, 2003). Les bénéfices attendus à travers l'utilisation de réserves marines pour les pêcheries relèvent de deux mécanismes : l'émigration d'adultes et de juvéniles hors de la zone « *spillover* », et l'exportation d'œufs et de larves (Fig. 41). Dans la réserve, la population augmente, les individus vivent plus vieux, deviennent plus grands et en conséquence on assiste à une augmentation du potentiel reproducteur.

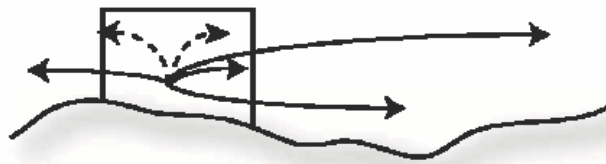


Figure 41 : illustration d'une réserve optimale autosuffisante. Les flèches symbolisent les phénomènes de « *spill over* » et d'exportation d'œufs et de larves (Halpern et Warner, 2003).

L'augmentation de la production d'œufs et de larves dans la réserve doit conduire à une exportation et une augmentation du recrutement de juvéniles hors des frontières de la réserve.

La plupart des stratégies de gestion des espèces d'invertébrés sédentaires, avec une phase de dispersion larvaire et des adultes sessiles à fécondité élevée comme les bémiers, impliquent la constitution de réserves de géniteurs (Anthony et Caddy, 1980) afin de maintenir leur densité à un niveau adéquat. Voici les propos de Carl Walters (*Fisheries Center, University of British Columbia, Canada*) lors du symposium international du Pacifique Nord sur l'évaluation et la gestion des stocks d'invertébrés en 1995 : « *Si nous regardons les pêcheries durables, leur succès n'est pas à chercher dans les études, les recherches et les modèles de gestion mais dans l'existence d'un accident dans l'espace qui interagit avec les pêcheurs et qui crée un refuge pour une partie substantielle de la*

population de géniteurs ». Lorsqu'un tel accident naturel n'existe pas, la première priorité est de créer leur équivalence.

Toutefois, la mise en place de refuges nécessite de prêter une attention particulière à la **dynamique des métapopulations**. Il est important de cibler la **protection sur les zones sources** de larves, où les agrégations d'animaux matures sont sources potentielles de recrues (Carr et Reed, 1993). Les **caractéristiques hydrographiques sont aussi déterminantes** puisqu'elles contraignent pour partie la vitesse et la direction de dispersion larvaire (Palumbi, 2003).

XI.2 Importance du concept de métapopulations pour le choix des réserves

La plupart des invertébrés benthiques sédentaires sont structurés en métapopulations, définies comme un ensemble de sous-populations (SP) d'adultes benthiques séparés et interconnectés au travers de la dispersion larvaire. Chaque sous-population est approvisionnée par des larves originaires d'une ou plusieurs sous-populations, fonction du degré de connectivité et de la distance de dispersion. Les SP présentent généralement une grande variabilité dans leur SRR (SRR : Stock Recruitment Relationship ou relation *stock-recrutement*), qu'elles soient considérées comme « sources » ou « puits » (Shepherd et Brown, 1993). Dans une population source, le recrutement dépend principalement de la taille du stock d'adultes qui y réside. Cette population source permet également l'approvisionnement d'habitats occupés par des populations puits où le recrutement local est insuffisant pour compenser la mortalité. Pour simplifier, trois modèles d'approvisionnement larvaire (Fig. 42) appliqués aux métapopulations existent (Carr et Reed, 1993 ; Allison, Lubchenco et Carr, 1998) :

- (a) populations fermées* et autosuffisantes;
- (b) une population source autosuffisante qui fournit l'ensemble des zones ;
- (c) plusieurs populations sources non-autosuffisantes qui contribuent à un pool larvaire commun.

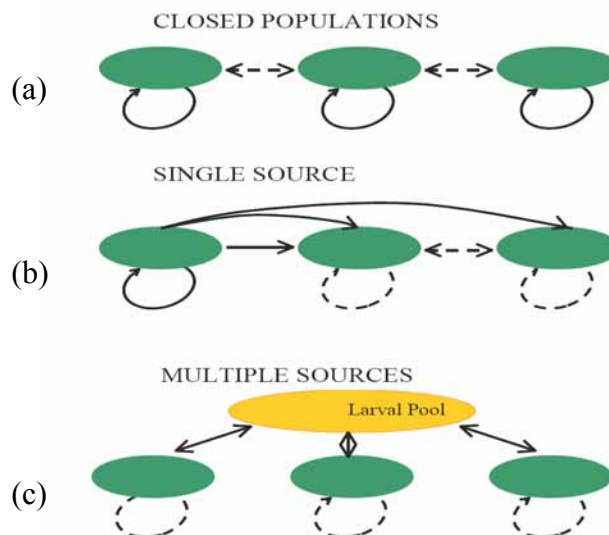


Figure 42 : modèles théoriques de métapopulations : (a) fermées, (b) avec une population source, (c) de nombreuses populations sources avec un pool larvaire commun.

L'identification précise des composantes sources et puits d'un stock est de première importance pour la gestion. Les populations sources sont généralement situées dans des zones où la probabilité de retour des masses d'eaux est élevée, ce qui retient les larves et contribue à leur retour dans les zones proches. Ces zones d'importance pour l'ensemble de la métapopulation doivent être des lieux de forte conservation.

Pour de nombreux invertébrés sédentaires, les sources de recrues fonctionnent comme un « noyau » au sein de l'aire de répartition de la population ; dans cette zone l'espèce est présente d'année en année et où la composition en âges montre une distribution régulière avec de nombreuses classes. A l'inverse, les zones dites puits présentent de faibles densités et la population se compose d'un ou deux groupes d'âges, souvent de vieux individus. Caddy (1989) souligne l'existence de fluctuations importantes chez les invertébrés à fécondation massive. Le modèle graphique d'expansion/contraction d'une subpopulation de Caddy (1989) est présenté figure 43.

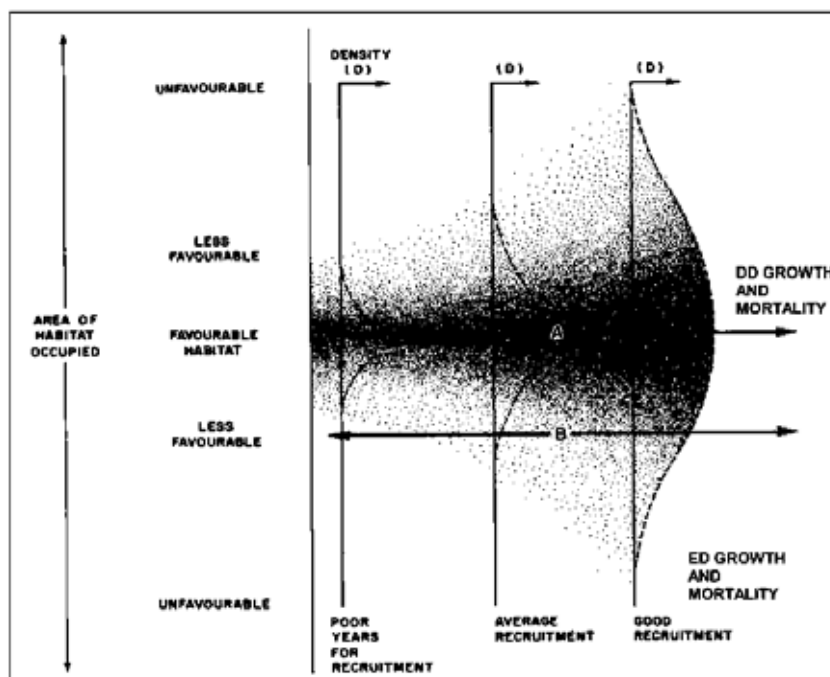


Figure 43 : modèle graphique d'expansion/contraction d'une subpopulation. (Caddy, 1989)

Lorsque l'habitat est favorable, les mécanismes de densité dépendance sont dominants et diminuent la croissance et la mortalité lorsque la densité augmente. Lorsque les conditions sont favorables, la colonisation peut s'étendre aux habitats moins favorables où les principaux mécanismes qui régulent la mortalité et la croissance dépendent de l'environnement. La flèche notée A est un axe temporel qui montre que la densité est grossièrement constante dans la population source. La flèche notée B montre que lors d'années de mauvais recrutements, les populations cibles peuvent être absentes des zones périphériques à l'habitat favorable.

Dans la plupart des cas l'hydrodynamisme de la zone et ses effets sur la dispersion larvaire ne sont pas facilement déterminés. La position des zones d'émissions larvaires en relation avec les courants dominants offre une possible première approche. **Pour sélectionner les zones sources à mettre en protection, la structure en âges de la population est un bon index.** La figure 44 (Caddy et Defeo, 2003) présente différentes structures de populations. Celle du haut peut être considérée comme une zone source compte tenu de la présence de nombreuses classes de tailles. Les trois autres subpopulations représentent des zones puits

dont la périodicité du recrutement peut être (de haut en bas) qualifiée de cyclique, irrégulière et spasmodique.

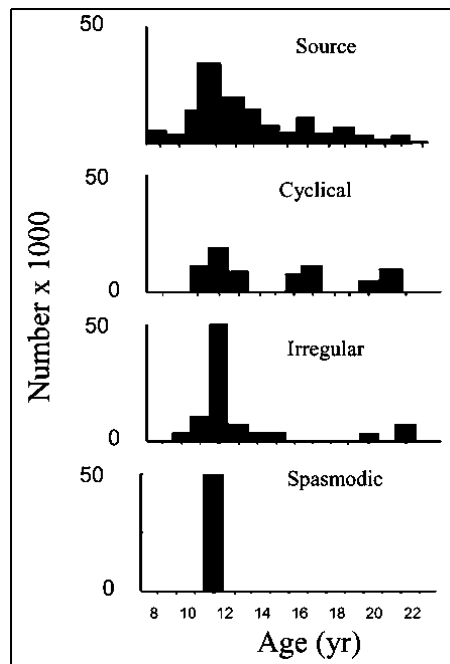


Figure 44 : hypothèse de populations sources-puits et structure des peuplements. Populations source (en haut) et puit (les trois autres) pour des populations d'invertébrés sédentaires. (Caddy and Defeo, 2003).

XI.3 Conservation des connexions fonctionnelles de l'écosystème : mise en réseau de réserves

La mise en place d'un réseau de réserves doit permettre de former un système protectionniste qui assure la conservation des connexions fonctionnelles de l'écosystème. Les bénéfices potentiels sont nombreux. Le réseau peut :

- 1/ diminuer la probabilité d'effondrement des stocks puisque les réserves peuvent fonctionner comme des tampons contre les effets des changements environnementaux, l'incertitude, le manque de précision des estimations de stocks et les niveaux de prélèvements durables estimés (Bohnsack, 1998) ;
- 2/ diminuer le temps de recouvrement de populations surexploitées en lien avec l'augmentation potentielle de la biomasse féconde dans les réserves (Bohnsack, 1998) ;
- 3/ diminuer théoriquement la variabilité des prises lorsque les réserves sont grandes et que la mortalité par pêche est élevée en dehors des réserves (Sladek Nowlis and Yoklavich, 1998 ; Sladek Nowlis and Roberts, 1999) ;
- 4/ permettre la récolte de données en absence de l'effet pêche ;
- 5/ limiter la modification et la dégradation de l'habitat par les pratiques de pêche (Dayton et al., 1995 ; Allison et al., 1998) ;
- 6/ protéger l'écosystème et la biodiversité .

Individuellement les réserves doivent être placées de sorte à **prendre en compte les conditions océanographiques et les courants majeurs** afin de maximiser les échanges biologiques entre les réserves (Fig. 45).

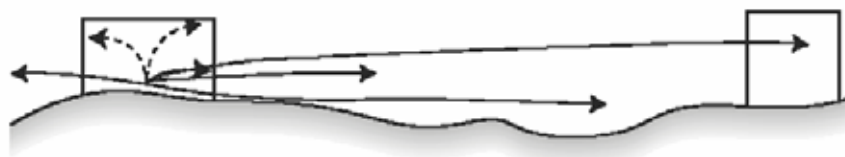


Figure 45 : illustration d'un réseau de deux réserves. Les flèches symbolisent les phénomènes de « spill over » et d'exportation d'oeufs et de larves (Halpern et Warner, 2003).

Bien que les zones les moins touchées et les plus vierges soient souvent considérées comme les candidats les plus appropriés pour la mise en réserve, les zones hautement dégradées offrent des possibilités de restauration (Allison *et al.*, 1998). La réplique de réserves est importante puisque leur multiplication peut servir de protection contre les événements catastrophiques isolés qui affectent les populations et les habitats. De plus, compte tenu de la variation spatio-temporelle des processus environnementaux qui influencent la survie larvaire, la protection d'habitats similaires en différents endroits peut augmenter les chances de succès des réserves au niveau de la fourniture en recrues (Roberts, 1997). Bien que plus d'information soit nécessaire pour décider de la taille optimale des réserves et de la distance optimale inter-réserves, la mise en place d'un système expérimental de réserves offre une alternative qui permet d'étudier leur fonctionnement.

Pour être efficaces à long terme, compte tenu des incertitudes actuelles, les réseaux de réserves doivent être fondés sur une gestion adaptative, où des modifications dans leurs configurations peuvent être réalisées grâce à des échanges constants entre gestionnaires et scientifiques (Agardy, 1994 ; Allison *et al.*, 1998). Ainsi, la recherche scientifique et les programmes de suivis doivent être établis conjointement à leur constitution.

Dans le cadre de la démarche de précaution et d'acquisition de données proposée, il est donc important de mettre en place un réseau de réserves sur les trois îles exploitées de Tubuai, Fangatau et Tatakoto.

XI.4 Propositions de sites à mettre en réserve dans les lagons de Tatakoto, Fangatau et Tubuai

XI.4.1 Tatakoto

A Tatakoto, la mise en place d'un refuge de reproduction est déjà effective (Gilbert *et al.*, 2005a). En effet, suite à nos recommandations lors de réunions avec la population et les pêcheurs, la mise en réserve de la zone est du lagon a été demandée par le maire. Un arrêté sur la réglementation de la pêche dans cette zone (*interdiction de tous procédés de capture et de ramassage ainsi que toutes autres activités susceptibles de bouleverser l'habitat*) a été adopté au Conseil des Ministres le 13 octobre 2004. Cette zone de 0,36 km² (Fig. 46) répond partiellement aux critères à considérer pour leur conception. Elle est propice au succès des reproductions puisque les densités y sont élevées et toutes les tailles y sont représentées et peut être considérée comme une zone source. De plus, sous l'effet des alizés, elle est favorable à une bonne advection larvaire.



Figure 46 : structure de la population de bénitiers dans la zone mise en réserve à Tatakoto (Gilbert *et al.*, 2005a).

Toutefois, ne possédant pas de données sur l'hydrodynamisme qui détermine en partie la phase de dispersion larvaire, l'approche de précaution doit être appliquée. Il paraît donc souhaitable de multiplier le nombre de refuges de petite taille et constituer un réseau de refuges de reproduction afin de préserver la connectivité entre les sous-populations.

Neuf zones naturellement délimitées (constructions sub-affleurantes) parsemées sur le lagon de Tatakoto ont été sélectionnées (Fig. 47) et sont susceptibles de constituer un réseau de refuges de reproduction. Ces sites présentent les caractéristiques des zones sources décrites au chapitre XI.2 et semblent encore vierges d'exploitation. La superficie cumulée de ces 9 zones est inférieure à 0.05 km² soit moins de 0.3 % de la surface lagonaire (20 km²). Si l'on considère la réserve à l'est du lagon de taille plus importante (0.36 km²), l'ensemble des refuges proposés représente 2% de la superficie lagonaire totale ou encore 8.3 % de la surface lagonaire construite où les bénitiers sont présents (4.9 km²). Le tableau 19 détaille la surface de chacune des zones et fournit deux points de localisation GPS.

Tableau 19 : coordonnées géographiques et surface en m² des 9 zones proposées comme refuges de reproduction.

Zone	Latitude	Longitude	Point	m ²
A	17°20'53.86	138°26'23.06	N	4 080
	17°20'58.45	138°26'20.85	S	
B	17°20'05.57	138°25'19.37	E	3 536
	17°20'07.84	138°25'22.93	O	
C	17°20'57.43	138°25'03.96	N	3 568
	17°21'00.25	138°25'06.45	S	
D	17°20'52.48	138°24'03.78	N	17 680
	17°20'58.03	138°24'05.64	S	
E	17°20'08.07	138°23'53.22		4 080
	17°20'10.41	138°23'53.53		
F	17°20'58.35	138°23'24.10	E	2 368
	17°20'58.31	138°23'26.40	O	
G	17°20'19.80	138°22'57.81	N	4 832
	17°20'24.45	138°22'59.52	S	
H	17°20'00.37	138°21'59.94	N	5 216
	17°20'03.09	138°22'00.80	S	
I	17°20'36.90	138°22'07.37	N	2 720
	17°20'38.84	138°22'07.81	S	

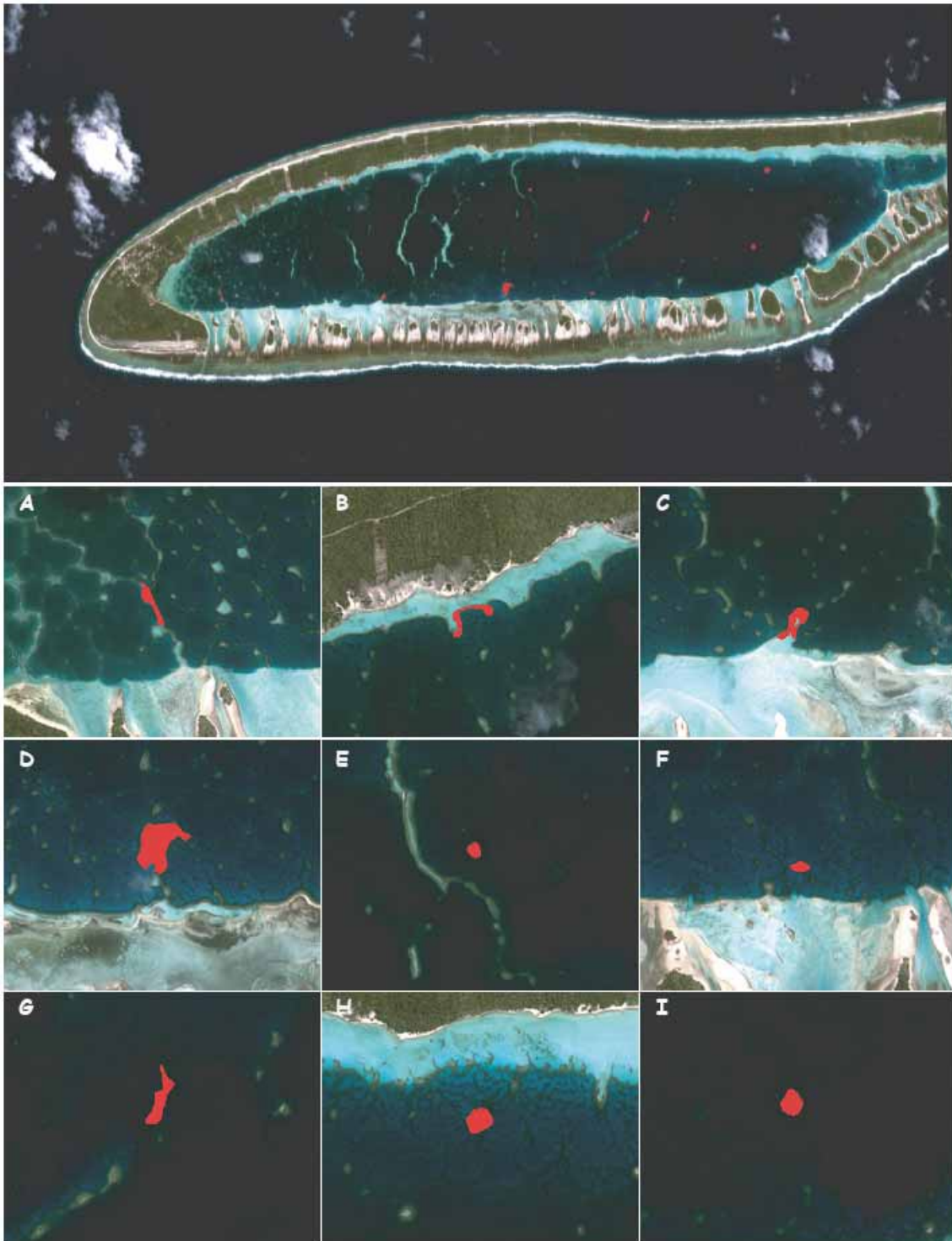


Figure 47 : image satellite Quickbird© de Tatakoto présentant les 9 refuges de reproduction proposés.

XI.4.2 Fangatau

Aucune réserve n'existe à Fangatau. De la même façon qu'à Tatakoto, la mise en place d'un réseau de petites réserves éparpillées sur l'ensemble du lagon est proposée (Fig. 48). Leur sélection est basée sur des critères de qualité d'habitat et de structure des populations de bénitiers dont les caractéristiques sont celles de populations sources.

La superficie cumulée de ces 5 zones est inférieure à 0.36 km² soit 3.6 % de la surface lagonaire totale (10 km²) ou encore 9 % de la surface lagonaire construite où les bénitiers sont présents (4.05 km²). Le tableau 20 détaille la surface de chacune des zones et fournit deux points de localisation GPS.

Tableau 20 : coordonnées géographiques et surface en m² des 5 zones proposées comme refuge de reproduction.

Zone	Latitude	Longitude	Point	m ²
A	15°49'40.21	140°52'27.82	N	16 372
	15°49'49.58	140°52'24.05	S	
B	15°49'18.77	140°51'50.92	N	23 184
	15°49'06.47	140°51'53.62	S	
C	15°49'27.08	140°51'12.05	N	1 952
	15°49'28.90	140°51'11.51	S	
D	15°48'59.26	140°50'36.44	N	13 428
	15°49'07.06	140°50'27.29	S	
E	15°48'26.32	140°50'35.26	N	309936
	15°48'51.50	140°50'15.81	S	

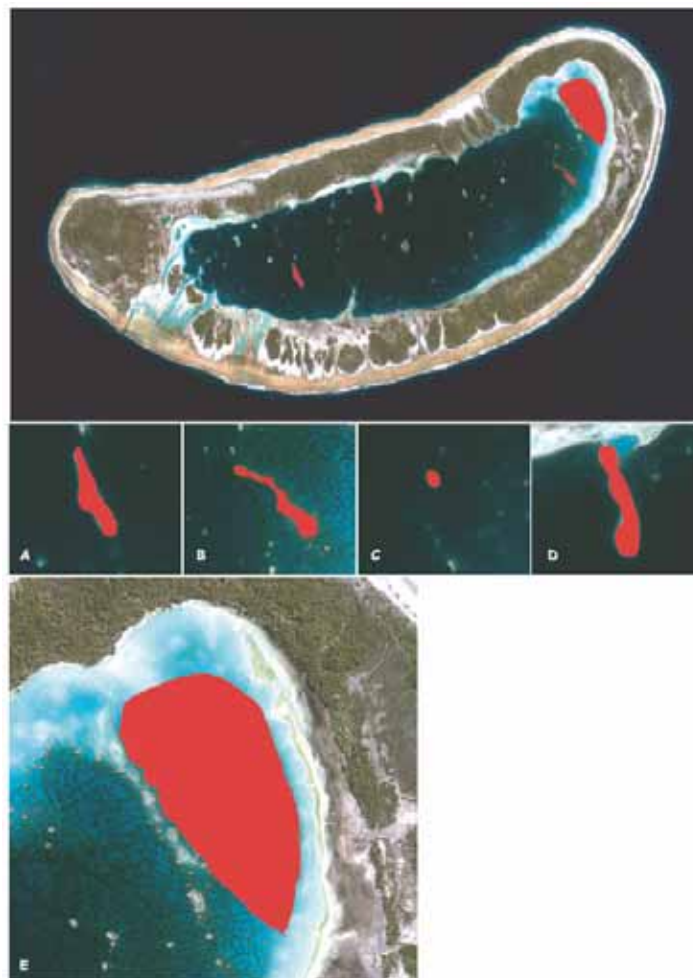


Figure 48 : image satellite Ikonos© de Fangatau présentant les 5 refuges de reproduction proposés.

XI.4.2 Tubuai

Aucune réserve n'existe à Tubuai. La géomorphologie de l'île et la répartition des stocks de bécotiers sont très différentes des atolls. Trois refuges sont proposés (Fig. 49), soit un par village. Leur sélection est basée sur des critères de qualité d'habitat et de structure des populations de bécotiers dont les caractéristiques sont celles de populations sources.

Au total 0.8 km² du lagon sont proposés comme refuge de reproduction soit moins de 1% de la surface lagonaire totale ou encore 5% de la surface lagonaire construite où les bécotiers sont présents (16.3 km²). (Tab. 21).

Tableau 21 : coordonnées géographiques et surface en m² des 3 zones proposées comme refuges de reproduction.

Zone	Latitude	Longitude	Point	coté	m ²
A	23°22'18.45	149°32'52.01	N	Platier	129 012
	23°22'27.23	149°32'44.07	S		
	23°22'26.63	149°33'01.97	N	Crête	
	23°22'34.71	149°32'54.69	S		
B	23°24'27.27	149°26'07.40	E	Platier	500 371
	23°24'24.07	149°26'22.55	O		
	23°24'59.96	149°26'12.06	E	Crête	
	23°24'56.90	149°26'28.31	O		
C	23°21'19.49	149°24'29.44	N	Platier	187 488
	23°21'27.11	149°24'25.86	S		
	23°21'14.46	149°24'06.54	N	Crête	
	23°21'23.43	149°24'01.88	S		



Figure 49 : image satellite Quickbird© de Tubuai présentant les 3 refuges de reproduction proposés.

XII. Schéma de gestion par assolement

XII.1 Considérations générales

La mise en place de schémas de rotations peut théoriquement avoir de considérables avantages en association avec une gestion par quotas. Cela est d'autant plus vrai pour les populations sédentaires ou sessiles distribuées en sous-populations isolées géographiquement où il est possible de prélever successivement (Brand *et al.*, 1991 ; Caddy, 1993). Myers, Fuller et Kehler (2000) et Hart (2003) ont analysé le potentiel des schémas de gestion par assolement pour les pétoncles et d'autres ressources d'invertébrés. Ils ont montré que la gestion par l'assolement pouvait permettre d'augmenter la biomasse, les rendements et diminuer le risque de surexploitation. Enfin Caddy et Defeo (2003) soulignent que les opérations de réensemencement peuvent être très bénéfiques en association à cette stratégie.

Caddy et Seijo (1998) ont réalisé un tableau (Tab. 22) qui permet d'évaluer la faisabilité de mise en place d'un assolement en posant des questions d'ordres institutionnels (1,3), biologiques, écologiques (4,5,6), économiques (2,7,8) et technologiques (9).

Tableau 22 : questions liées à l'applicabilité de schémas d'assolement (Caddy et Seijo, 1998).

Management questions	Applicability of rotating harvest schemes
1. Do de facto exclusive harvesting rights exist?	If not, rotating harvesting schemes are difficult to enforce
2. Is preventing poaching in closed areas/seasons feasible, cost effective, and supported by fishers?	If not, rotating harvesting schemes are infeasible
3. Is there a management authority with the authority to allocate fishing rights by area to individual participants?	If not, rotating harvesting schemes are infeasible
4. Are there a discrete number of population subunits for the resource?	If not, rotating harvesting schemes are infeasible
5. Can the stock be separated into subunits of comparable size, between which migration is limited?	If not, rotating harvesting schemes are infeasible
6. Is the number of subunits equal or greater than a calculated optimum period of harvest rotation?	If not, a suboptimal rotating harvest scheme may still be feasible and desirable
7. Are there alternative means of employment for local fishers and/or processors if a local resource area is closed for a number of years?	If not, rotating harvesting schemes are problematical
8. In each year of the scheme, do fishers have access to other stocks?	If not, rotating harvesting schemes are problematical
9. Is the method of harvesting selective for the species and sizes most desired?	If not, rotating harvesting schemes are problematical

Utilisée autrefois empiriquement dans la société polynésienne et connue sous l'appellation *rahui*, la mise en place d'une stratégie d'assolement sur les petits lagons de Tubuai, Fangatau et Tatakoto pour la gestion des pêcheries de bénitiers a été évaluée par des simulations.

XII.2 Simulations déterministes d'assolements pour les bénitiers: dans quelles conditions la mise en place d'un assolement est-elle bénéfique ?

XII.2.1 Description du modèle de population

Pour apprécier l'intérêt d'une gestion spatiale par assolement, des simulations déterministes ont été réalisées. Une limite maximale de 5 zones a été fixée compte tenu de la faible taille des lagons. Le paragraphe X.II.2.2 présente les éléments du modèle de simulation. Basé sur un modèle analytique simple structuré par âge. Il intègre les fonctions de croissance, mortalité naturelle, mortalité par pêche ainsi qu'une fonction hypothétique de reproduction et de recrutement. Le modèle est initialisé par une pseudo-cohorte à l'équilibre sous la pression de pêche estimée avec la VPA.

Les simulations déterministes sont basées sur :

- un système stationnaire (paramètres de dynamique des populations et de pression de pêche constants) sur les 150 années de simulation ;
- un calcul des captures moyennes (en tonnes) et de la biomasse féconde moyenne (en pourcentage de celle à l'état vierge) à l'équilibre sur les 100 dernières années.

Différents scénarii de productivité du stock (actuelle, haute productivité, basse productivité) avec assolement en 2, 3, 4, 5 zones ont été examinés en considérant une relation *stock/recrutement* théorique.

Il est important et nécessaire de souligner que les sorties du modèle n'ont qu'une faible valeur prédictive en valeur absolue. En revanche, les sorties des simulations peuvent être utilisées pour comparer entre eux différents scénarii de gestion.

XII.2.2 Les fonctions considérées dans les simulations

➤ *Croissance linéaire*

La fonction de croissance utilisée suit le modèle de Von Bertalanffy :

$$L_j = L_\infty \cdot (1 - e^{-K \cdot j})$$

avec $L_j =$ taille à l'âge j
 $L_\infty =$ longueur asymptotique
 $K =$ coefficient de croissance

Les paramètres actuels repris dans le tableau 23 sont issus du rapport final de la convention N.4.0023.

Tableau 23 : paramètres actuels de croissance (Gilbert, 2005b).

Ile	L_∞	K	t_0
Tatakoto	21,8	0,135	0
Fangatau	21,8	0,145	0
Tubuai	24,7	0,0683	0

➤ **Croissance pondérale**

La relation entre le poids à l'âge j et la longueur à ce même âge est donnée par l'équation suivante.

$$W_j = a.L_j^b$$

Les valeurs des deux paramètres a et b sont issus des travaux réalisés à Tatakoto. Pour nos simulations nous utilisons les valeurs des paramètres relatifs au poids de chair commerciale (bénitier sans coquille et nettoyé) : $a=0.05$ et $b=2.65$

➤ **Fonction de survie qui intègre mortalité naturelle M et par pêche F**

Les valeurs actuelles des paramètres F et M sont issues du chapitre d'estimation des paramètres de dynamique des populations. Le coefficient de mortalité naturel M est issu de l'ajustement d'un modèle aux données sur les bénitiers marqués et suivis *in situ*. Le coefficient de mortalité par pêche est issu de la méthode VPA. Les valeurs moyennes pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai sont reprises au tableau 24.

Tableau 24 : valeurs moyennes des paramètres de mortalité naturelle et de mortalité par pêche de Tatakoto, Fangatau et Tubuai.

	Tatakoto	Fangatau	Tubuai
<i>M in situ</i>	<u>0,23</u>	<u>0,10</u>	<u>0,05</u>
<i>F VPA</i>	<u>0,19</u>	<u>0,27</u>	<u>0,26</u>

Le nombre de survivants d'une cohorte décroît sous l'effet des phénomènes de mortalités et le nombre d'individus de telle sorte que :

$$N_{j+1} = N_j \cdot e^{-(F_j+M_j)}$$

N_j = nombre d'individus d'âge j

➤ **Reproduction et recrutement**

La relation *stock/recrutement* théorique utilisée est définie comme suit :

- $R_{i+1}=a*Bf_i$ avec $R_{i+1}=0$ quand $Bf_i=0$ et $R_{i+1}=Re$ quand $Bf_i > 0.4*Bo$;

Bf_i = biomasse féconde moyenne de l'année i

Bo = biomasse féconde à l'état vierge

Re = recrutement équilibré théorique issu des analyses de rendement par recrue et des sorties de l'analyse de VPA sur pseudo-cohorte

➤ **Les captures pondérales**

Les captures pondérales sur une cohorte sont données par l'équation suivante (Laurec et Le Guen, 1981) :

$$Y_j = \frac{F_j}{Z_j} \cdot N_j \cdot \overline{W}_j \cdot (1 - e^{-Z_j})$$

Soit pour l'ensemble des cohortes exploitées :

$$Y_T = \sum_{j=1}^n Y_j$$

XII.2.3 Résultats et analyses

Les résultats sont présentés par île figures 50, 51 et 52 respectivement pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.

De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB).

Pour une condition de productivité donnée sont présentées en fonction du taux d'exploitation (F/Z):

- les captures moyenne en tonnes ;
- la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.

➤ **Tatakoto**

Le tableau 25 reprend les valeurs théoriques prises par les différents paramètres de dynamique des populations en fonction de la productivité du stock à Tatakoto. Le recrutement indiqué correspond à une situation où il n'y a pas d'assolement et où la biomasse féconde est supérieure à la biomasse limite ($Bf \geq 0.4 * B_0$).

Tableau 25 : valeurs théoriques des paramètres du modèle suivant la productivité du système sur la base de leurs valeurs actuelles estimées à Tatakoto.

Paramètres/Productivité	Actuelle (PA)	Haute (PH)	Basse (PB)
M	0,19	0,27	0,12
K	0,14	0,16	0,11
Re sans assolement (nombre d'individus)	29 206 378	103 016 025	8 280 387

Lorsque le taux d'exploitation est faible, le recrutement est (par construction du modèle) constant et il n'y a pas de problèmes de renouvellement du stock. L'introduction d'un assolement a dans ce cas très peu d'effet, aussi bien sur les captures que sur la biomasse

féconde, et ceci quelque soit le niveau de productivité ou le nombre de zones considérées (Fig. 50). En revanche, quand le taux d'exploitation augmente, l'assolement a des effets positifs. En effet, dans tous les cas de figure, et pour un taux d'exploitation donné, il permet d'augmenter les captures et la biomasse féconde, comparativement à une stratégie sans assolement (ne font exception à cette règle que les valeurs au point fMSY, mais avec des pertes qui restent faibles et qui sont sans doute liées à une artefact de simulation). D'une manière générale, les gains sont d'autant plus élevés que le taux d'exploitation est élevé, que la productivité biologique est forte et que le nombre de zones est important. Ainsi une productivité biologique faible n'autorise que des gains insignifiants. A l'inverse, une productivité élevée permet des gains de capture qui sont significatifs quand le nombre de zone d'assolement est égale à 2 ou 3 et qui peuvent être très importants avec 4 ou 5 zones. Dans ce derniers cas, il devient même impossible de passer sous le niveau de biomasse de précaution, y compris pour les taux d'exploitation les plus élevés (Fig. 50).

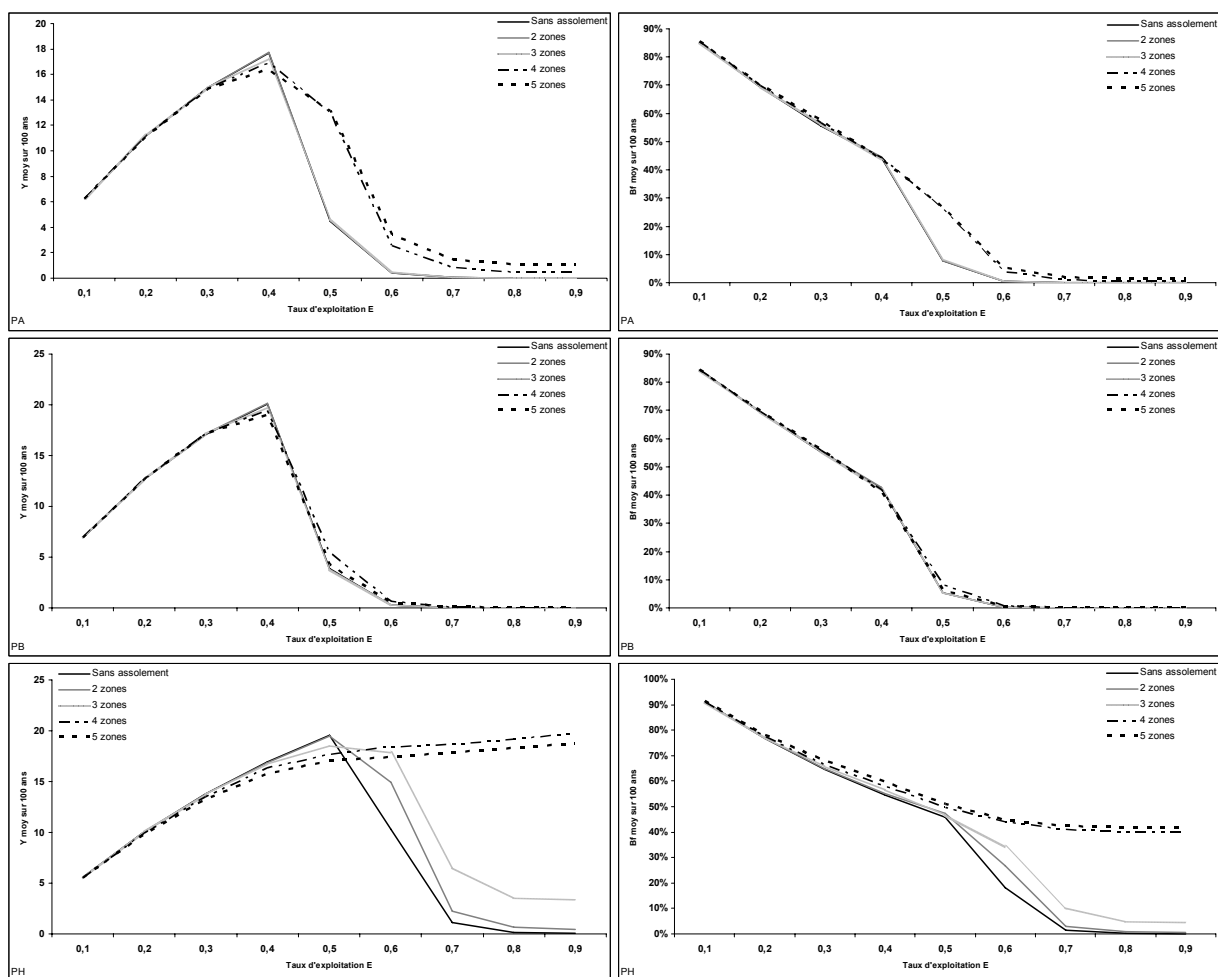


Figure 50 : De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) de Tatakoto à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB). Pour chaque état de productivité sont présentées, en fonction du taux d'exploitation $E=F/Z$, les captures moyennes en tonnes et la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.

➤ **Fangatau**

Le tableau 26 reprend les valeurs théoriques prises par les différents paramètres de dynamique des populations en fonction de la productivité du stock de Fangatau. Le recrutement indiqué correspond à une situation où il n'y a pas d'assolement et où la biomasse féconde est supérieure à la biomasse limite ($Bf \geq 0.4 * Bo$).

Tableau 26 : valeurs théoriques des paramètres du modèle suivant la productivité du système sur la base de leurs valeurs actuelles estimées à Fangatau.

Paramètres/Productivité	Actuelle (PA)	Haute (PH)	Basse (PB)
M	0.07	0.10	0.04
K	0.15	0.17	0.12
Re sans assolement (nombre d'individus)	1 213 057	2 902 456	506 987

Au regard de la figure 51, il apparaît que les gains liés à l'introduction d'une stratégie d'assolement restent extrêmement faibles, quelque soit le niveau de productivité biologique ou le nombre de zone envisagé.

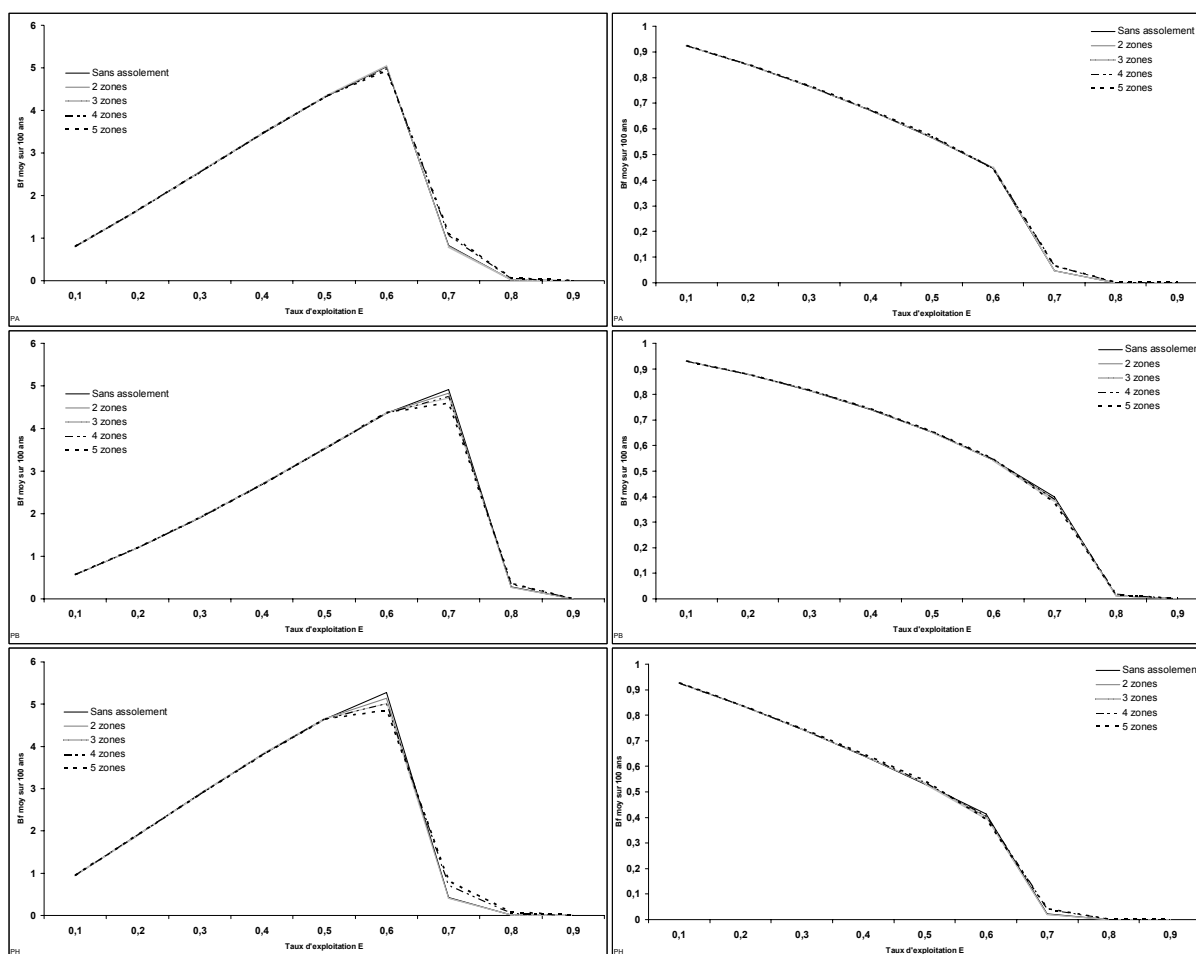


Figure 51 : De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) de Fangatau à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB). Pour chaque état de productivité sont présentées, en fonction du taux d'exploitation $E=F/Z$, les captures moyennes en tonnes et la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.

➤ **Tubuai**

Le tableau 27 reprend les valeurs théoriques prises par les différents paramètres de dynamique des populations en fonction de la productivité du stock à Tubuai. Le recrutement indiqué correspond à une situation où il n'y a pas d'assolement et où la biomasse féconde est supérieure à la biomasse limite ($Bf \geq 0.4 * B_0$).

Tableau 27 : valeurs théoriques des paramètres du modèle suivant la productivité du système sur la base de leurs valeurs actuelles estimées à Tubuai.

Paramètres/Productivité	Actuelle (PA)	Haute (PH)	Basse (PB)
M	0.04	0.06	0.02
K	0.07	0.08	0.05
Re sans assolement (nombre d'individus)	1 270 184	1 958 739	823 676

Ici encore les gains potentiels lié à l'introduction d'une stratégie d'assolement reste faibles. On observe cependant qu'ils deviennent significatifs, dans l'hypothèse d'une productivité biologique élevée et pour les taux d'exploitations les plus forts (Fig. 52).

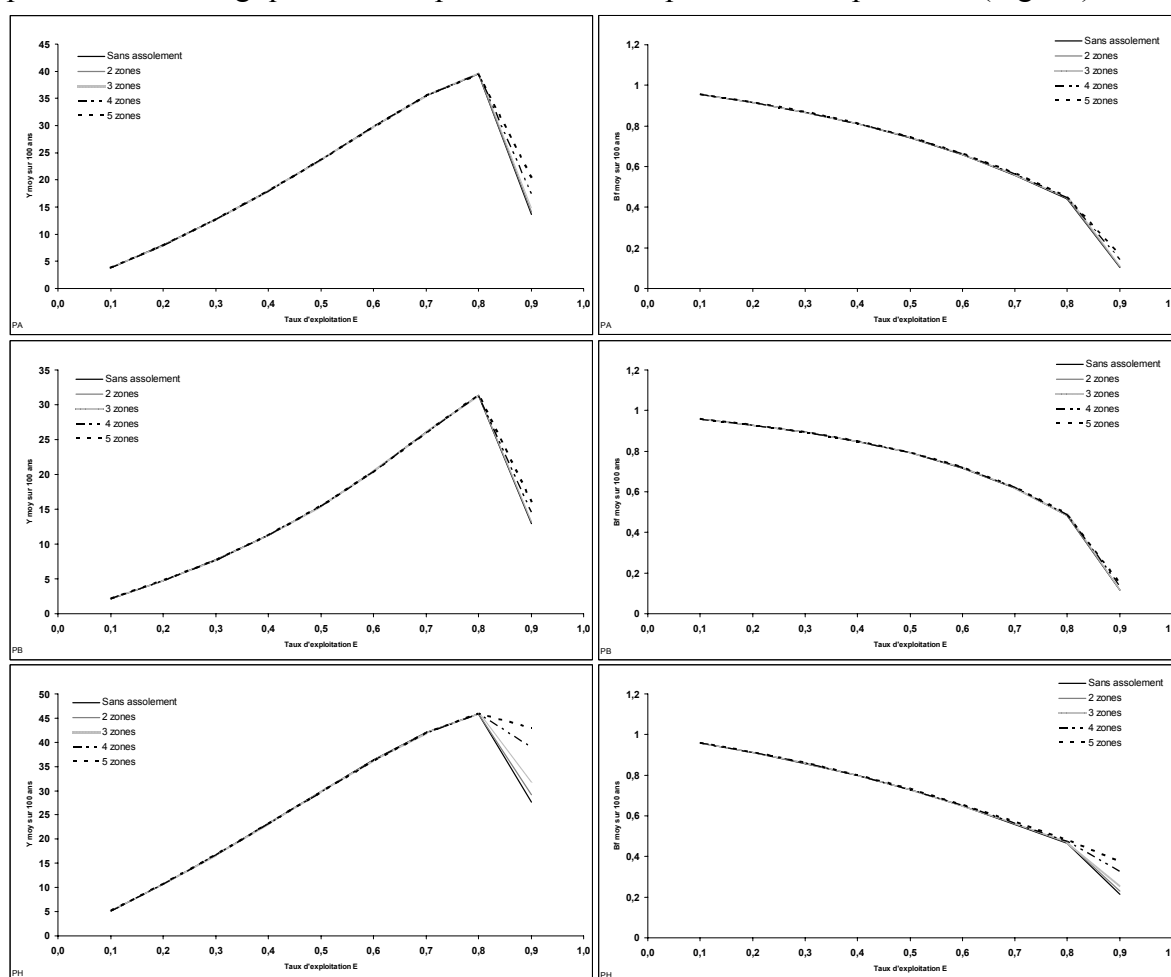


Figure 52 : De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) de Tubuai à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB). Pour chaque état de productivité sont présentées, en fonction du taux d'exploitation $E=F/Z$, les captures moyennes en tonnes et la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.

XII.2.4 Bilan

Sur les critères de captures moyennes et de biomasse féconde moyenne, la mise en place d'assolements reste globalement peu ou pas bénéfique. Une exception a toutefois été mise en évidence pour l'atoll de Tatakoto dont la productivité actuelle est la plus élevée des trois îles considérées. En situation de surexploitation et uniquement lorsque les conditions de productivité augmentent et atteignent des conditions de productivité dites élevées (Tab. 25) l'instauration d'un assolement en cinq zones devient bénéfique.

Si cette stratégie n'est pas bénéfique, sur les critères de capture et de biomasse féconde, elle reste équivalente à une stratégie de gestion sans assolement (pour un taux d'exploitation équivalent).

La mise en place d'assolements présente toutefois des avantages :

- elle se prête particulièrement bien à la mise en place d'expérimentations et de plans d'expériences avec l'utilisation d'indicateurs. La mise en place de suivis avant prélèvement, après et durant la période reconstitution permet de suivre plus facilement la réponse du stock à différentes pressions de pêche ;
- en combinaison avec des actions de réensemencements. Le développement de collectage de naissain de bénéficiers dans les Tuamotu de l'est est un élément important qui peut contribuer à l'efficacité de cette stratégie. En effet, le possible réensemencement après la période de prélèvements dans une zone donnée offre la possibilité d'augmenter la production et la productivité des zones.

D'un point de vue pratique, la mise en place d'assolements semble problématique. Tout d'abord, à Tatakoto comme à Fangatau, les pêcheurs qui possèdent une embarcation et/ou une voiture pour effectuer les déplacements nécessaires sont minoritaires. A Tubuai, l'éclatement géographique des familles de pêcheurs dans plusieurs villages ainsi que la répartition spatiale du stock selon la géomorphologie et l'exposition rend la mise en place d'un système d'assolement difficile.

Si la mise en place d'assolements était toutefois retenue par la population, des opérations de contrôle et de surveillance devront être réalisées.

Co-gestion adaptative : une démarche expérimentale à mettre en place en impliquant populations, pêcheurs, communes, gestionnaires et scientifiques

L'ensemble des sections précédentes convergent ici. Cette section synthétise et imbrique l'ensemble des actions à réaliser pour mettre en place une co-gestion adaptative (§ XIII.). Les étapes nécessaires sont reprises et détaillées (§ XIV.) Une dernière partie (§ XV.) souligne l'importance de l'implication des communautés et la nécessaire poursuite des actions d'information et de vulgarisation des résultats et objectifs des travaux.

XIII. Schéma général pour la mise place d'une stratégie de co-gestion adaptative

La figure 53 présente le schéma général du cycle annuel de gestion proposé pour la co-gestion des bénéitiers en Polynésie française.

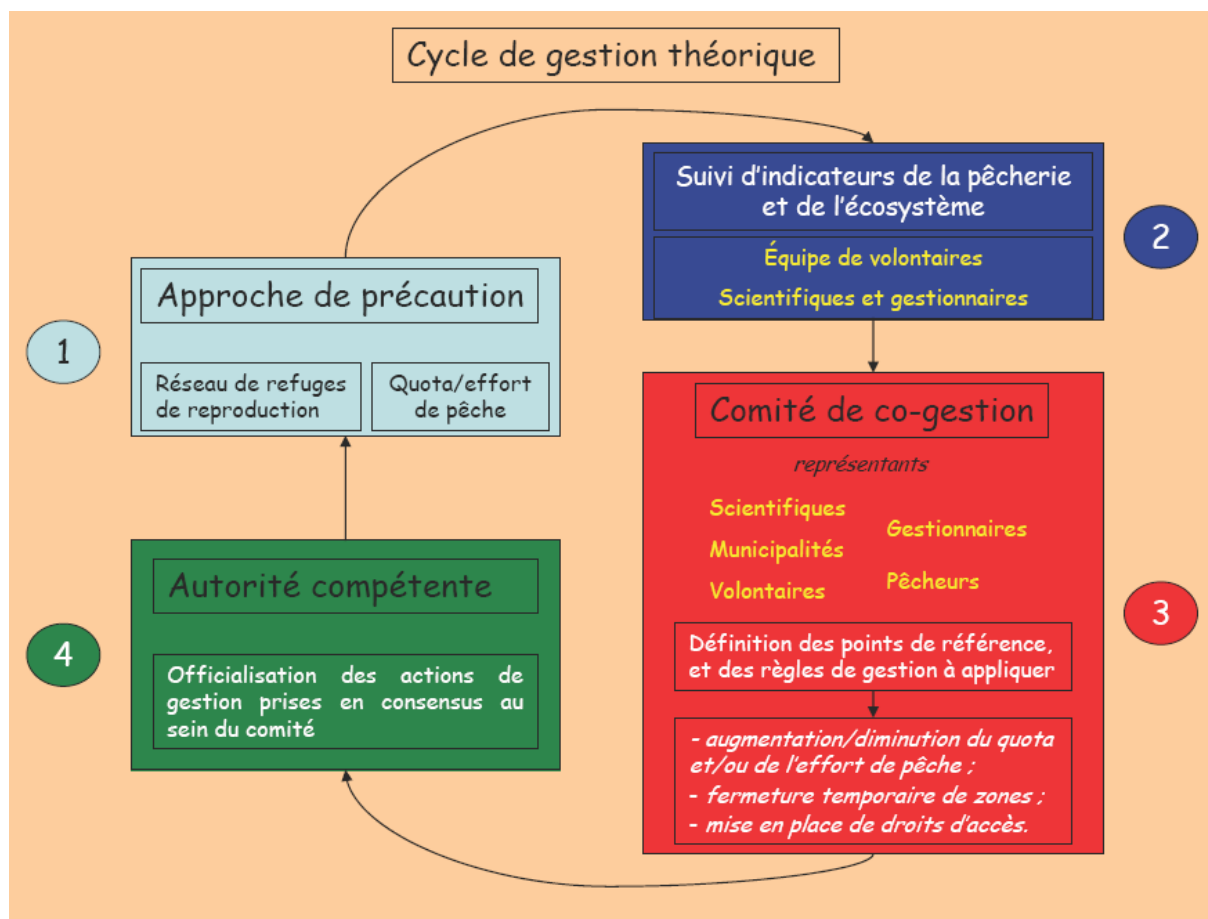


Figure 53 : cycle annuel de co-gestion proposé pour la gestion des bénéitiers en Polynésie française.

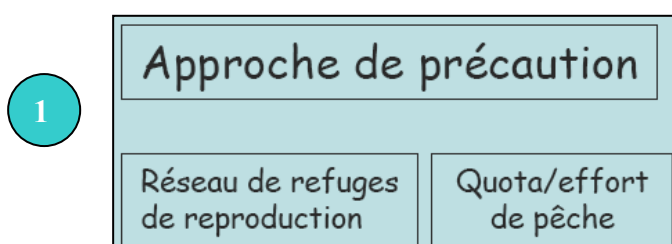
Tout en appliquant le principe de précaution (Point 1, Fig. 53), il conviendra de mettre en place une démarche d'acquisition de données en faisant participer les communautés (Point 2, Fig. 53).

Les données des indicateurs récoltées seront intégrées dans un système de gestion dont les actions, fonction des valeurs combinées des indicateurs, sont à déterminer au sein d'un comité de co-gestion (Point 3, Fig. 53).

Ce comité, constitué par des représentants d'intérêts divergents, devra se réunir chaque année. Enfin, les actions de gestion prises en consensus devront faire l'objet d'une officialisation, gage de valeur réglementaire (Point 4, Fig. 53)

L'ensemble des 4 points est détaillé dans le chapitre suivant.

XIV. Les étapes nécessaires



Les études réalisées ont permis de calculer les premiers points de référence pour la gestion. Une régulation de la pression de pêche par le biais d'une gestion directe de l'effort de pêche ou par la mise en place d'un quota est proposée. Le tableau 28 reprend les valeurs estimées de l'effort de pêche actuel, des captures moyennes associées ainsi que de l'effort de pêche de précaution et du quota correspondant avec et sans modification de l'âge de première capture.

Tableau 28 : valeurs estimées (avec et sans modification de l'âge de première capture) de l'effort de pêche actuel, des captures moyennes associées ainsi que l'effort de pêche de précaution et le quota correspondant pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.

		Tatakoto	Fangatau	Tubuai
Capture moyenne approximative	Y 2003-2005	20 000	5 000	40 000
Effort actuel en jours de pêche sur le lagon (base d'une journée de six heures)	E act	1 338	217	1 839
Effort de précaution en jours de pêche sur le lagon sans changement de l'âge de première capture (base d'une journée de six heures)	E pa	977	71	828
Quota correspondant	Ypa	14 607	1 639	18 006
Effort de précaution en jours de pêche sur le lagon avec changement de l'âge de première capture (base d'une journée de six heures)	E pa	1 204	152	1 288
Quota correspondant	Ypa	18 000	3 500	28 000

Le quota semble plus approprié puisque plus simple à appliquer qu'une gestion directe de l'effort de pêche. Toutefois nous rappelons encore que ces points de référence s'appuient sur des hypothèses fortes (détaillées § VI) qui limitent la validité de ces premiers résultats. L'approche de précaution est donc de rigueur. La mise en place d'un réseau de refuges de reproduction est très fortement conseillée. Les concepts sous-jacents nécessaires à la création de refuges ainsi que les zones proposées sont détaillés au chapitre XI.

2

Suivi d'indicateurs de la pêche et de l'écosystème

Équipe de volontaires
Scientifiques et gestionnaires

Dans un second temps, une démarche d'acquisition de données par l'intermédiaire d'indicateurs présentés au chapitre IV doit être initiée. La stratégie d'échantillonnage est à définir suivant le nombre de volontaires et le temps qu'ils peuvent consacrer aux suivis. Un accompagnement par une équipe composée de scientifiques et de gestionnaires devra être programmé. La participation de la population et des pêcheurs par le biais du volontariat est essentielle compte tenu :

- de l'éloignement de ces îles ;
- de l'absence de représentant du Service de la Pêche sur place;
- d'une nécessaire implication et responsabilisation des communautés qui par les suivis vont apprendre et mieux comprendre le fonctionnement de leur lagon.

Une formation théorique et pratique doit être envisagée. Différents volets pourraient être proposés :

- concepts simples sur l'écologie récifale et la dynamique des populations ;
- techniques d'échantillonnages et outils de mesures ;
- formation (pour les personnes ayant déjà quelques bases en informatique) pour la saisie et l'analyse succincte des données.

3

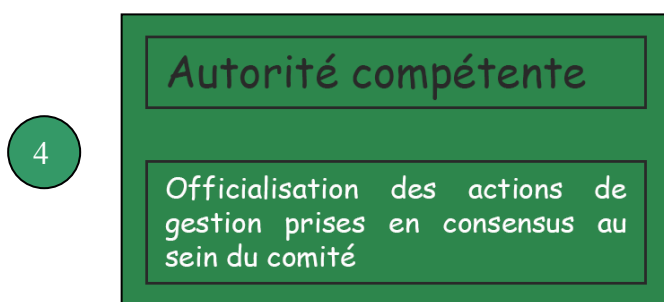


Dans un troisième temps, un comité de gestion devra être mis en place. Il présente un rôle central dans le dispositif puisque c'est l'entité qui définit les règles de gestion à appliquer. En préambule à sa création devront être élus des représentants de la municipalité, de la population et des pêcheurs. Ce groupe associé à un représentant des gestionnaires du

Service de la Pêche et à un représentant de la communauté scientifique devra tout d'abord s'accorder pour définir :

- les valeurs empiriques des points de référence associés aux indicateurs retenus;
- spécifier la sévérité de la réponse de gestion à appliquer en fonction du nombre d'indicateurs dans la zone rouge.

Sur cette base semi-empirique, chaque année, l'ensemble des données collectées par les volontaires et par l'équipe d'accompagnement composée d'au moins un scientifique et d'un gestionnaire, feront l'objet d'une évaluation. Suivant l'évolution des indicateurs dans le cadre des règles de gestion prises en consensus, des actions de gestion pourront être appliquées (§ X)(modification du quota, instauration d'un effort de pêche maximum associé, fermeture temporaire de zones, mise en place de droits d'accès).



Enfin, les décisions prises devront être officialisées par les autorités de Polynésie française dans le cadre juridique adéquat.

XV. Une implication des communautés à poursuivre

Pour que ce projet puisse aboutir l'implication des pêcheurs et de la population dans la gestion est essentielle. Il paraît donc nécessaire de poursuivre les actions d'information et de vulgarisation des résultats et des objectifs des travaux réalisés et à venir.

Un travail de communication a été réalisé en 2006 à Tatakoto, Fangatau et Tubuai. Des réunions et rencontres ont été organisées avec les communautés en partenariat avec l'Université de Polynésie française et le Président de l'association culturelle Te Reo o te Tuamotu, Jean Kape (Fig. 54). Un effort de vulgarisation à l'aide de vidéo projections au cours de réunions communes, complété par des entretiens individuels a été réalisé afin d'écouter, comprendre et essayer de lever les éventuelles incompréhensions.



Figure 54 : réunions avec les populations des atolls de Fangatau (gauche) et Tatakoto (droite).

Dans l'ensemble, les communautés semblent favorables à la majorité des propositions faites (co-gestion, indicateurs, réserves et quotas). Malheureusement, le travail d'analyse et de restitution des travaux de l'Université de Polynésie française sur cette thématique d'adhésion des communautés a été abandonné suite à des problèmes administratifs.

Il convient donc en continuant les efforts techniques et scientifiques réalisés de poursuivre les rencontres avec les communautés des îles, pour trouver des solutions consensuelles. Le SPE doit promouvoir le passage à une concertation plurielle, seule voie réaliste d'intégration et de respect des futures recommandations dans l'objectif d'une implication de l'ensemble des acteurs à un projet commun de cogestion durable des stocks et des pêcheries

Conclusions et perspectives

De nombreuses îles et atolls de Polynésie française possèdent aujourd'hui encore une extraordinaire abondance et dominance en bénitiers de l'espèce *Tridacna maxima*. Le rapide développement de pêcheries artisanales, la vulnérabilité de l'espèce ciblée et la petite taille des lagons exploités ont incité le Service de la Pêche (SPE) de Polynésie française à financer depuis 2003 un programme de recherche multidisciplinaire pour étudier les stocks naturels et leurs pêcheries.

Tatakoto, Fangatau et Tubuai constituent les principales îles exportatrices de chair de bénitiers pour fournir le marché de Tahiti. Elles ont donc été plus particulièrement étudiées. L'ensemble des travaux réalisés (études des pêcheries, des stocks et de dynamique des populations) a permis d'estimer les paramètres halieutiques classiques nécessaires à l'utilisation de modèles usuels de dynamique des populations. Le concept de rendement par recrue et ses prolongements, préconisés au cours du dernier groupe de travail sur les pêcheries d'invertébrés à Halifax en 2002, ont été utilisés et ont permis d'établir les premiers diagnostics concernant l'état des stocks et l'exploitation. Une première proposition de gestion de l'effort de pêche (directe ou indirecte) est proposée.

Toutefois compte tenu de la stratégie biologique de l'espèce, des lourdes hypothèses émises et plus particulièrement de l'hypothèse de stationnarité spatio-temporelle des paramètres de dynamique des populations, il convient d'appliquer l'approche de précaution. Cela est d'autant plus important que de nombreuses pêcheries de bénitiers et plus généralement de bivalves se sont effondrées dans le monde certaines, peu de temps après leur début. Il est ainsi proposé de mettre en place un réseau de refuges de reproduction sur la base des meilleures informations disponibles. La mise en place d'une stratégie d'assolement a également été évaluée mais semble peu bénéfique (sauf sans doute à Tatakoto) et surtout difficilement applicable.

L'approche de gestion responsable, dans le contexte actuel de développement des pêcheries de bénitiers doit intégrer un suivi régulier des stocks et des pêcheries par la mise en place d'indicateurs de l'état du système. Dans ce cadre des indicateurs potentiels sont proposés et classés dans le système PSIR (Pressure State Impact Response) en soulignant l'importance de considérer la distribution non homogène des stocks et la variabilité tant spatiale que temporelle de leur dynamique. Les indicateurs qui ont pour but de favoriser la communication, la transparence, l'efficacité et la responsabilisation, sont des instruments faciles à comprendre pour décrire l'état des ressources halieutiques et l'activité de pêche, et pour évaluer les tendances par rapport aux objectifs de développement durable. Ils constituent donc un outil idéal pour la mise en place d'une co-gestion avec l'implication des communautés, tant pour l'acquisition des données que pour leurs analyses. L'éloignement des îles étudiées, l'absence systématique de représentant du Service de la Pêche sur place justifient également l'implication et la responsabilisation des populations dans la gestion. Une équipe de volontaires pour l'acquisition des données, accompagnée par une équipe composée de scientifiques et de gestionnaires doit être établie.

Les indicateurs qui mesurent les aspects clé de la ressource et de la pêche doivent être définies en vue de leur intégration dans un système de décision dénommé « *control harvest rule* ». Ce système permet de travailler avec de multiples indicateurs et leurs points de référence. En référence au *point limite de référence*, chaque indicateur est soit en zone rouge s'ils dépassent la valeur limite, soit en zone verte s'ils sont en deçà. Avec ce système la proportion d'indicateurs dans la zone rouge conditionne la sévérité de la réponse de gestion.

Le concept a été modifié par l'utilisation d'une zone orange, zone d'incertitude entre une situation sans risque pour le stock (verte) et une situation dangereuse pour le stock (rouge). Sur la base des indicateurs proposés et de ceux qui seront retenus, il conviendra donc de réaliser un tableau de suivi des indicateurs inspiré du système de feux proposé par Caddy. Cependant pour la plupart des indicateurs, aucun point de référence (limite et cible) n'est disponible. Il conviendra donc de les définir de façon semi-empirique, en consensus avec l'ensemble des intervenants du projet de co-gestion.

Un comité de gestion devra être mis en place dans chaque île. Il présente un rôle central dans le dispositif puisque c'est l'entité qui définit les règles de gestion à appliquer. En préambule à sa création devront être élus des représentants de la municipalité, de la population et des pêcheurs. Ce groupe associé à un représentant des gestionnaires du Service de la Pêche et à un représentant de la communauté scientifique devra tout d'abord s'entendre pour définir les valeurs empiriques des points de référence associés aux indicateurs retenus et spécifier la sévérité de la réponse de gestion à appliquer en fonction du nombre d'indicateurs dans la zone rouge. Chaque année l'ensemble des données collectées par les volontaires de chaque île et par l'équipe d'accompagnement (composée d'au moins un scientifique et d'un gestionnaire) feront l'objet d'une évaluation. Suivant l'évolution des indicateurs dans le cadre des règles de gestion prises en consensus, des actions de gestion pourront être appliquées.

Le schéma de gestion proposé offre des perspectives prometteuses pour la gestion des pêcheries de bénitiers des îles et atolls du projet et plus particulièrement pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai. Toutefois le succès de cette approche nécessite une réelle implication des communautés et demande donc un effort de vulgarisation conséquent. En effet, l'acquisition de données aux titres d'indicateurs en tant qu'éléments de prise de décision et de concertation n'est concevable qu'en obtenant une réelle appropriation du projet par les communautés, gage de pérennité du système de récolte des données, de reconnaissance de l'entité de co-gestion et du respect des règles qui seront proposées.

Bibliographie

-
- Agardy, M.T. (1994).** Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution* **9**:267–270.
- Airame' S., Dugan J.E., Lafferty K.D., Leslie H., McArdle D.A., Warner R.R. (2003).** Applying ecological criteria to marine reserve design: a case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications* **13**: S170–S184
- Allisson G.W., Lubchenco J., Carr M.H. (1998).** Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecol. Appl.*, **8**: S79–S92.
- Andréfouët S., Gilbert A., Yan L., Remoissenet G., Payri C., Chancerelle Y. 2005.** The remarkable population size of the endangered clam *Tridacna maxima* assessed in Fangatau atoll (Eastern Tuamotu, French Polynesia) using *in situ* and remote sensing data. *ICES Journal of Marine Science*. Vol. 62, Issue 6, Pp 1037-1048.
- Anthony V.C., Caddy J.F. (1980).** Proceedings of the Canada-US Workshop on Status of Assessment Science for N.W. Atlantic Lobster (*Homarus americanus*) Stocks, St. Andrews. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **923**: 186 pp.
- Auster P.J. (1998).** A conceptual model of the impacts of fishing gear on the integrity of fish habitats. *Cons. Biol.*, **12**: 1198-1203.
- Botsford L.W., Quinn J.F., Wing S.R. Brittnacher J.G. (1993).** Rotating spatial harvest of a benthic invertebrate, the red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*. Proceedings of the International Symposium Management Strategies for Exploited Fish Populations, Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-93-02: 409-428.
- Brand A.R., Wilson U.A.W., Hawkins S.J., Allison E.H., Duggan N.A., (1991).** Pectinid fisheries, spat collection, and the potential for stock enhancement in the Isle of Man. *ICES mar. Sci. Symp.*, **192**: 79-86.
- Caddy J.F. (1975).** Spatial model for an exploited shellfish population and its application to the Georges Bank scallop fishery. *J.Fish. Res. Board Can.* **32**: 1305–1328.
- Caddy J.F. (1989).** A perspective on the population dynamics and assessment of scallop fisheries, with special reference to the sea scallop, *Placopecten magellanicus* Gmelin. In *Marine invertebrate fisheries: their assessment and management*. Edited by J.F. Caddy. John Wiley & Sons, New York. pp. 559–589.
- Caddy J.F. (1989).** A perspective on the population dynamics and assessment of scallop fisheries, with special reference to the sea scallop, *Placopecten magellanicus* Gmelin. In *Marine invertebrate fisheries: their assessment and management*. Edited by J.F. Caddy. John Wiley & Sons, New York. pp. 559–589.
- Caddy J.F. (1991)** Death rates and time intervals : is there an alternative to the constant natural mortality axiom? *Rev. Fish Biol. Fisheries*, **1** : 109-138.
- Caddy J.F. (1993).** Background concepts for a rotating harvesting strategy with particular reference to the Mediterranean red coral, *Corallium rubrum*. *Mar. Fish. Rev.*, **55**: 10–18.

-
- Caddy J.F. (1999).** Deciding on precautionary management measures for a stock based on a suite of Limit Reference Points (LRPs) as a basis for a Multi-LRP Harvest law. *NAFO Sci. Coun. Studies*, 32: 55–68.
- Caddy J.F. (2004).** Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **61**:1307–1324.
- Caddy J.F., Defeo O. (2003)** Enhancing or restoring the productivity of shellfish and other marine invertebrate resources. *FAO Fisheries technical paper*. N°448.154p
- Caddy J.F., Gulland J.A. (1983).** Historical patterns of fish stocks. *Marine Policy*, **7**: 267–78.
- Caddy J.F., Mahon R. (1995).** Reference points for fisheries management. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **347**,v83 p.
- Caddy J.F., Seijo J.C. (1998).** Application of a spatial model to explore rotating harvest strategies for a sedentary species. *In Proceedings of the North Pacific Symposium on invertebrate stock assessment and management. Edited by G.S. Jamieson and A.Campbell.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. No. 125. pp. 359–365.
- Caddy J.F., Sharp G.D. (1986).** An ecological framework for marine fishery investigations. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 283: 152 pp.
- Caddy J.F., Wade E., Surette T., Herbert M., Moriyasu M. (2005)** Using an empirical traffic light procedure for monitoring and forecasting in the Gulf of St. Lawrence fishery for the snow crab, *Chionoecete opilio*. *Fisheries Research* 76: 123-145/
- Carr M.H., Reed D.C. (1993).** Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: examples from temperate reef fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2019–2028.
- Carr, M.H., Neigel J.E., Estes J.A., Andelman S., Warner R.R., Largier J.L. (2003).** Comparing marine and terrestrial ecosystems: implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological Applications* 13:S90–S107.
- Castilla J.C., Defeo O. (2001).** Latin-American benthic shellfisheries: emphasis on comanagement and experimental practices. *Rev. Fish Biol. Fisheries*, 11: 1–30.
- Clua E., Beliaeff B., Chauvet C., David G., Ferraris J., Kronen M., Kulbicki M., Labrosse P., Letourneur Y., Pelletier D., Thébaud O., Léopold M.(2005)** Towards multidisciplinary indicator dashboards for coral reef fisheries management. *Aquat. Living Resour.* 18 (2005) 199-213
- Dayton P.K., Thrush S.F., Agardy M.T., Hofman R.J. (1995).** Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* **5**:205–232.
- FAO. (1999).** Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*, 8: 68 pp.
- FAO., (2001).** Second technical consultation on the suitability of the CITES criteria for listing commercially exploited aquatic species. FAO Background Document for the 2nd Technical

-
- Consultation on the suitability of CITES criteria for listing commercially exploited aquatic species. FAO Doc. FI:SLC2/2001/2: 19 pp.
- Gabriel W.L., Sissenwine M.P., Overholtz W.J. (1989)** Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank haddock. *N. Amer. J. Fish. Manag.*, 9: 383–391.
- Gabriel W.L., Sissenwine M.P., Overholtz W.J. (1989).** Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank haddock. *N. Amer. J. Fish. Manag.*, 9:383–391.
- Garcia S.M., Staples D.J. (2000).** Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Mar. Freshwater Res.*, Vol.51: 385–426.
- Gascuel D. (1993)** Dynamiques complexes et relations simples : limites et pertinence des modèles de dynamique des populations, pour la gestion des systèmes halieutiques. *Document de synthèse issue d'une table ronde sur la dynamique de l'exploitation halieutique, Montpellier, Septembre 1993.*
- Gilbert A., Yan L., Remoissenet G., Andréfouët S., Payri C., Chancerelle Y. (2005a).** Extraordinarily high giant clam density under protection in Tatakoto atoll (Eastern Tuamotu archipelago, French Polynesia). *Coral Reefs*, 24: p 495.
- Gilbert A. (2005b).** Vers une gestion durable des bénitiers de trois lagons de Polynésie française : Tatakoto, Fangatau (Tuamotu est) et Tubuai (Australes). *Document scientifique et technique*. SPE. 95p.
- Gilbert A., Andréfouët S., (2006).** Structure et taille comparées des stocks de bénitiers des atolls de Reao, Pukarua et Nupuka (Tuamotu Est), et des îles hautes de Tubuai et Raivavae (Australes). *Rapport technique IRD/SPE.57p*
- Gilbert A., Andréfouët S., Yan L., Remoissenet G. (2006).** The outstanding giant clam *Tridacna maxima* populations of three French Polynesia islands: a comparison of their sizes and structures at the early stages of their exploitation. 2006. *ICES Journal of Marine Science*.
- Gilbert D.J., Annala J.H., Johnston K. (2000).** Technical background to fish stock indicators for state-of-environment reporting in New Zealand. *Mar. Freshwater Res.*, 51: 451–464.
- Gulland J.A. (1965)** Estimation of mortality rates. Annex to rep. Arctic. Fish, *Working Group, I.C.E.S.C.M.* 1965, 3. 9 pp.
- Halpern S.B., Warner R.R. (2003)** Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proc. R. Soc. Lond. B* (2003) 270, 1871–1878
- Hancock D.A. (1973).** The relationship between stock and recruitment in exploited invertebrates. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int.Explor. Mer*, 164: 113–131.
- Hart D.R. (2003).** Yield- and biomass-per-recruit analysis of rotational fisheries, with an application to the sea scallop *Placopecten magellanicus*. *Fish. Bull.* 101: 44–57.

-
- Jones R. (1983)** The use of length composition data in fish stock assessments (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fish. Circ.*, **734**. 60 pp.
- Kaiser M.J., (1998)**. Significance of bottom-fishing disturbance. *Cons. Biol.*, **12**: 1230-1235.
- Kinch J. 2002**. Giant clams : Their status and trade in Milne Bay Province, Papua New Guinea. *Traffic bulletin* **19** (2) : 67-75.
- Larrue S., 2005**. Rapport pour une participation des acteurs socio-économiques à la gestion durable des ressources en bénéitiers du lagon de Tubuai. *Laboratoire IRIDIP, UPF*. 30p.
- Laurec A., Le Guen J. (1981)** Dynamique des populations marines exploitées. Tome I : Concepts et modèles. *Rapp.Sci et Tech. CNEXO*, **45**, 117p.
- Levin P.S., Grimes C.B. (2002)** Reef fish ecology and grouper conservation and management. In: Sale P.F. (Ed.), *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex system*, Academic Press, pp. 377-389.
- Mace P.M., Sissenwine M.P. (1993)**. How much spawning per recruit is enough? In S.J. Smith, J.J. Hunt, D. Rivard, eds. *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **120**: 110–118.
- Malkina-Pykh, I.G. (2000)**. From data and theory to environmental models and indices formation. *Ecol. Model.*, **130**: 67–77.
- Mesnil B. (1980)** Théorie et Pratique de l'analyse des cohortes. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, **44** (2) : 119-155.
- Mesnil B. (1988)** Logiciels pour l'évaluation des stocks de poissons. ANACO : Logiciel d'analyse des données de captures par âge sur IBM PC et compatibles. *FAO Doc. Tech. Pêche*, **101**, suppl. 3. 78 p.
- Mora C., Andréfouët S., Costello M.J., Kranenburg C., Rollo A., Veron J., Gaston K.J., Myers R.A. (2006)** Coral reefs and the global network of marine protected area. *Science*. **312**: 1750-1751
- Muller F., Hoffmann-Kroll R., Wiggering H. (2000)**. Indicating ecosystem integrity – theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Model.*, **130**: 13–23.
- Myers R.A., Fuller S.D., Kehler D.G. (2000)**. A fisheries management strategy robust to ignorance: rotational harvest in the presence of indirect fishing mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 2357–2362.
- Orensanz J. M., Parma A. M., Turk T., and Valero J. (2006)** Population dynamics, assessment and management. In *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, 2nd edn, pp. 765-868. Ed. by S. Shumway. Elsevier, Amsterdam.
- Orensanz J.M., Parma A.M., Hall M.A. (1998)**. The analysis of concentration and crowding in shellfish research. In *Proceedings of the North Pacific Symposium on invertebrate stock assessment and management. Edited by G.S. Jamieson and A. Campbell. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. No. 125*. pp. 143–157.

-
- Orensanz J.M., Parma A.M., Turk T., Valero J. (2006)** Population dynamics, assessment and management. In S. Shumway, ed., *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture, Second Edition*, Elsevier Publ. 93p.
- Orensanz, J.M., Jamieson G.S., (1998).** The assessment and management of spatially structured stocks: an overview of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. In: G.S. Jamieson and A. Campbell (Editors), Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 125: 441-460.
- Palumbi S. R. (2000).** The ecology of marine protected areas. Pages 509–530 in M. Bertness, S. Gaines, and M. Hay, editors. *Marine community ecology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Palumbi S.R. (2003).** Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. *Ecol. Appl.*, 13: S146–S158.
- Pauly D. (1983)** Length-converted catch curves. A powerful tool for fisheries research in the tropics (Part 1). *ICLARM, Fishbyte*, 1 (2) : 9-13.
- Perry R.I., Walters C.J., Boutillier, J.A. (1999).** A framework for providing advice for the management of new and developing invertebrate fisheries. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 9:125-150.
- Possingham H., Ball I., Andelman S.. (2000).** Mathematical methods for identifying representative reserve networks. Pages 291–306 in S. Ferson and M. Burgman, editors. *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Pressey R. L., Humphries C. J., Margules C. R., Vane-Wright R. I., Williams P. H.. (1993).** Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8(4):124–128.
- Roberts, C. M., (1997).** Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278: 1454-1457.
- Shepherd S.A., Baker J.L. (1998).** Biological reference points in an abalone (*Haliotis laevis*) fishery. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 235–245.
- Shepherd S.A., Brown L.D. (1993).** What is an abalone stock: implications for the role of refugia in conservation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2001–2009.
- Shepherd S.A., Rodda K.R., Vargas K.M. (2001).** A chronicle of collapse in two abalone stocks with proposals for precautionary management. *J. Shellfish Res.*, 20: 843–856.
- Sladek Nowlis J S., Roberts C.M. (1999).** Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin* 97(3):604–616.
- Sladek Nowlis J., Yoklavich M. M. (1998)** Design criteria for rockfish harvest refugia from models of fish transport. Pages 32–40 in M. Yoklavich, editor. *Marine harvest refugia for west coast rockfish: a workshop*. NOAA Technical Memorandum NMFS, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-255.

Smith S.J. (2003) Workshop on Biological Reference Points for Invertebrate Fisheries held in Halifax, Nova Scotia, 2-5 December 2002: Abstracts and Proceedings. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences N°.2448.62p*

Smith S.J. (2003). Workshop on Biological Reference Points for Invertebrate Fisheries held in Halifax, Nova Scotia, 2-5 December 2002: *Abstracts and Proceedings. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2448. 62p.*

Smith S.J., Rago P. (2004). Biological reference points for sea scallops (*Placopecten magellanicus*): the benefits and costs of being nearly sessile. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:1338-1354.

Sparre P., Venema S.C. (1996) Introduction à l'évaluation des stocks des poissons tropicaux. Première partie : Manuel. *FAO Doc. Tech. sur les Pêches*, **306** (1), Rome. 401 pp.

Walters C., Kitchell J.F. (2001). Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**: 39–50.

Table des illustrations

FIGURES

Figure 1 : digrammes de fréquence en taille des bénitiers suivant deux strates de profondeur à Fangatau (2003), Tatakoto (2004) et Tubuai (2005) (Gilbert et al., 2006)	6
Figure 2 : quantités en kg de chair commerciale expédiées par mois depuis Fangatau.	7
Figure 3 : quantités en kg de chair commerciale expédiées par mois depuis Tatakoto.....	7
Figure 4 : spectre de taille des bénitiers pêchés à Tatakoto pour les deux catégories de pêcheurs.....	8
Figure 5 : spectre de taille des bénitiers pêchés à Fangatau.....	9
Figure 6 : spectre de taille des bénitiers pêchés à Tubuai.....	9
Figure 7 : length-converted catch curve de Pauly pour Tatakoto.....	12
Figure 8: length-converted catch curve de Pauly pour Fangatau.....	12
Figure 9: length-converted catch curve de Pauly pour Tubuai.....	13
Figure 10 : évolution du coefficient de mortalité naturelle M par la méthode empirique de Caddy pour Fangatau.....	16
Figure 11 : évolution du coefficient de mortalité naturelle M par la méthode empirique de Caddy pour Tatakoto.....	16
Figure 12 : évolution du coefficient de mortalité naturelle M par la méthode empirique de Caddy pour Tubuai.....	17
Figure 13 : évolution pour Fangatau par les équations de la méthode de Pauly du poids moyen, des pertes et de la production en biomasse d'une cohorte théorique de 1000 individus recrutés depuis l'âge 0.....	17
Figure 14 : résultats de l'ajustement d'un modèle sur les données mortalité aux âges sur les données de marquages <i>in situ</i> pour Tatakoto.....	18
Figure 15 : résultats de l'ajustement d'un modèle sur les données mortalité aux âges sur les données de marquages <i>in situ</i> pour Fangatau.....	19
Figure 16 : résultats de l'ajustement d'un modèle sur les données mortalité aux âges sur les données de marquages <i>in situ</i> pour Tubuai.....	20
Figure 17 : schéma simplifié du processus d'analyse des cohortes.....	22
Figure 18 : variation du coefficient de mortalité par pêche (F) par groupe d'âge pour Tatakoto en fonction des valeurs du F terminal (FT).....	23
Figure 19 : variation du coefficient de mortalité par pêche (F) par groupe d'âge pour Fangatau en fonction des valeurs du F terminal (FT).....	24
Figure 20 : variation du coefficient de mortalité par pêche (F) par groupe d'âge pour Tubuai en fonction des valeurs du F terminal (FT).....	24
Figure 21 : évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge (Bf/B_0) en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche mF pour Fangatau.....	29
Figure 22 : isoplètes de rendement par recrue pour Fangatau. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Y/R	30
Figure 23 : isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge pour Fangatau. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Bf/B_0	30
Figure 24 : évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche mF pour Tatakoto.....	31

Figure 25 : isoplètes de rendement par recrue pour Tatakoto. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Y/R	32
Figure 26 : isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge pour Tatakoto. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Bf/BfO	32
Figure 27 : évolution du rendement par recrue (Y/R) et de la biomasse féconde par recrue en pourcentage de celle en l'état vierge en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche mF pour Tubuai.....	33
Figure 28: isoplètes de rendement par recrue pour Tubuai. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Y/R	34
Figure 29 : isoplètes de biomasse féconde par recrue en pourcentage de la biomasse féconde par recrue à l'état vierge pour Tubuai. A tout régime d'exploitation (couple mF,tc) correspond un Bf/BfO	34
Figure 30 : P.U.E en kg de chair commerciale par heure de travail sur le lagon. N correspond au nombre de pêcheurs échantillonnés.....	36
Figure 31 : quantités débarquées et captures par unité d'effort d'oursin vert (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>) en Colombie britannique, Canada. Les différentes phases de développement de la pêcherie ainsi que les actions de gestion mises en place sont présentées dans la partie supérieure de la figure (Perry <i>et al.</i> , 1999).....	42
Figure 32 : paramètres qui contrôlent le système, actions de précautions envisagées et attributs (*) nécessitant le développement d'indicateurs.....	43
Figure 33 : schéma illustrant le système PSIR (Pressure State Impact Response) et présentant des exemples d'indicateurs pour chaque catégorie (Caddy, 2004).....	47
Figure 34 : valeurs minimales du pourcentage de biomasse féconde par recrue (%SPR) pour certains poissons et invertébrés à considérer pour la durabilité des pêcheries. Les données pour de nombreux poissons en %SPRs sont issues de Mace et Sissenwine (1993) et sont consignées sur le graphique en fonction de la mortalité naturelle issue principalement de FISHBASE (Caddy, 2004).....	49
Figure 35 : illustration d'une zone vierge d'exploitation (gauche) et d'une zone impactée (droite) dans le lagon de Tatakoto.....	52
Figure 36 : développement d'algues <i>Boodlea Kaeneana</i> à Tatakoto (photos du haut) et de <i>Caulerpa bikiniensis</i> à Fangatau (photos du bas).....	52
Figure 37 : illustration du spectre de taille des prélèvements du pêcheur "Fangatau 2" à 10 mois d'intervalle. Les différences de distribution sont non-significatives (test χ^2).....	53
Figure 38 : suivi des exportations à Tatakoto (2005).....	54
Figure 39 : première page du carnet de pêche version française.....	54
Figure 40 : une série de LPRs est utilisée pour évaluer l'état de la pêcherie. Ce dernier est représenté par une série de feux de circulation, qui passent du vert au rouge lorsque le LPR est dépassé. Le nombre de feux rouges dicte la sévérité des actions de gestion en terme de diminution du quota ou de l'effort. Ces mesures sont maintenues jusqu'à ce que tous ou quelques feux redeviennent verts. (Caddy, 1999).....	56
Figure 41 : illustration d'une réserve optimale autosuffisante. Les flèches symbolisent les phénomènes de « spill over » et d'exportation d'oeufs et de larves (Halpern et Warner, 2003).....	59
Figure 42 : modèles théoriques de métapopulations : (a) fermées, (b) avec une population source, (c) de nombreuses populations sources avec un pool larvaire commun.....	60
Figure 43 : modèle graphique d'expansion/contraction d'une subpopulation. (Caddy, 1989).....	61
Figure 44 : hypothèse de populations <i>sources-puits</i> et structure des peuplements. Populations source (en haut) et puit (les trois autres) pour des populations d'invertébrés sédentaires. (Caddy and Defeo, 2003).....	62

Figure 45 : illustration d'un réseau de deux réserves. Les flèches symbolisent les phénomènes de « spill over » et d'exportation d'oeufs et de larves (Halpern et Warner, 2003).	63
Figure 46 : structure de la population de bécotiers dans la zone mise en réserve à Tatakoto (Gilbert <i>et al.</i> , 2005a).....	64
Figure 47 : image satellite Quickbird© de Tatakoto présentant les 9 refuges de reproduction proposés.	65
Figure 48 : image satellite Ikonos© de Fangatau présentant les 5 refuges de reproduction proposés. .	66
Figure 49 : image satellite Quickbird© de Tubuai présentant les 3 refuges de reproduction proposés.	67
Figure 50 : De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) de Tatakoto à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB). Pour chaque état de productivité sont présentées, en fonction du taux d'exploitation $E=F/Z$, les captures moyennes en tonnes et la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.	72
Figure 51 : De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) de Fangatau à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB). Pour chaque état de productivité sont présentées, en fonction du taux d'exploitation $E=F/Z$, les captures moyennes en tonnes et la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.	73
Figure 52 : De haut en bas, nous passons de la situation de productivité actuelle (PA) de Tubuai à une situation de haute productivité (HP) en passant par une situation de basse productivité (PB). Pour chaque état de productivité sont présentées, en fonction du taux d'exploitation $E=F/Z$, les captures moyennes en tonnes et la biomasse féconde moyenne en pourcentage de celle à l'état vierge.	74
Figure 53 : cycle annuel de co-gestion proposé pour la gestion des bécotiers en Polynésie française. .	77
Figure 54 : réunions avec les populations des atolls de Fangatau (gauche) et Tatakoto (droite).	80

TABLEAUX

Tableau 1 : synthèses des données disponibles sur les exportations de 2003 à 2006 pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai.....	8
Tableau 2 : valeurs estimées du coefficient de mortalité totale Z par la méthode Pauly.....	13
Tableau 3 : valeurs des paramètres de Von Bertalanffy ajustés aux données de marquages <i>in situ</i> et valeurs estimées du coefficient de mortalité naturelle issues de la méthode de Caddy.....	15
Tableau 4 : synthèse des données terrain de Tatakoto utilisées pour l'ajustement.	18
Tableau 5 : synthèse des données terrain de Fangatau utilisées pour l'ajustement.	19
Tableau 6 : synthèse des données terrain de Tubuai utilisées pour l'ajustement	20
Tableau 7 : synthèse des paramètres de mortalité calculés et estimés par les différentes méthodes disponibles.....	28
Tableau 8 : valeurs du Y/R , Bf/Bfo , comparaison du Y/R actuel au Y_{max}/R qui correspond au rendement maximum, et à l'évaluation $mFpa$, effort permettant d'arriver à $Bfpa/Bo$ pour Fangatau.	29
Tableau 9 : valeurs du Y/R , Bf/Bfo , comparaison du Y/R actuel au Y_{max}/R qui correspond au rendement maximum, et à l'évaluation du $mFpa$, multiplicateur de mortalité par pêche, permettant d'arriver à $Bfpa/Bo$ pour Tatakoto.....	31
Tableau 10 : valeurs du Y/R , Bf/Bfo , comparaison du Y/R actuel au Y_{max}/R qui correspond au rendement maximum, et à l'évaluation $mFpa$, effort permettant d'arriver à $Bfpa/Bo$ pour Tatakoto..	33
Tableau 11 : taille de première capture (cm) observée lors des échantillonnages, effort actuel en heures de pêche, effort actuel en jours de pêche sur une base d'une journée de six heures de travail et effort de précaution en jours de pêche sans changement de l'âge de première capture pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.....	37
Tableau 12 : régime d'exploitation actuel pour Fangatau, Tatakoto et Tubuai. ($tcact$ = âge de première capture, $mFact$ = multiplicateur de mortalité par pêche et $Fact$ = coefficient de mortalité par pêche).	37
Tableau 13 : tc taille de première capture en cm proposée, effort actuel en heure de pêche, effort actuel en jours de pêche sur une base d'une journée de six heures de travail et effort de précaution en jours de pêche en considérant le changement de l'âge de première capture proposée pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.....	38
Tableau 14 : exemples variables à partir desquelles des indicateurs peuvent être développés pour les pêcheries d'invertébrés.....	47
Tableau 15 : valeurs moyennes des biomasses fécondes estimées à Tatakoto, Fangatau et Tubuai (Bf) dans les parties peu profondes ; valeurs des points de référence empiriques associés et proposition d'un ratio en vue d'une intégration de l'indicateur dans un système de gestion adaptative de type « <i>traffic light</i> ».	49
Tableau 16 : valeurs des indicateurs de biomasse féconde par recrue pour 2006, ratios biomasse féconde par recrue/biomasse féconde par recrue à l'état vierge, et du multiplicateur de pêche actuel/multiplicateur de pêche de précaution.	50
Tableau 17 : valeurs actuelles des indicateurs nombre de bénitiers par kg, P.U.E de pêcheurs de bénitiers (ou de familles de pêcheurs) de Tatakoto, Fangatau et Tubuai	53
Tableau 18 : indicateurs classés dans le système PSRI qui sont proposés pour la co-gestion des bénitiers. Les points de référence associés doivent faire l'objet de discussions.....	55
Tableau 19 : coordonnées géographiques et surface en m^2 des 9 zones proposées comme refuges de reproduction.	64
Tableau 20 : coordonnées géographiques et surface en m^2 des 5 zones proposées comme refuge de reproduction.	66

Tableau 21 : coordonnées géographiques et surface en m ² des 3 zones proposées comme refuges de reproduction.	67
Tableau 22 : questions liées à l'applicabilité de schémas d'assolement (Caddy et Seijo, 1998).	68
Tableau 23 : paramètres actuels de croissance (Gilbert, 2005b).	69
Tableau 24 : valeurs moyennes des paramètres de mortalité naturelle et de mortalité par pêche de Tatakoto, Fangatau et Tubuai.	70
Tableau 25 : valeurs théoriques des paramètres du modèle suivant la productivité du système sur la base de leurs valeurs actuelles estimées à Tatakoto.	71
Tableau 26 : valeurs théoriques des paramètres du modèle suivant la productivité du système sur la base de leurs valeurs actuelles estimées à Fangatau.	73
Tableau 27 : valeurs théoriques des paramètres du modèle suivant la productivité du système sur la base de leurs valeurs actuelles estimées à Tubuai.	74
Tableau 28 : valeurs estimées (avec et sans modification de l'âge de première capture) de l'effort de pêche actuel, des captures moyennes associées ainsi que l'effort de pêche de précaution et le quota correspondant pour Tatakoto, Fangatau et Tubuai.	78