



HAL
open science

L'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung (Sine Saloum) : Synthèse 2003 – 2011

Jean-Marc Ecoutin, Nolwenn Béhagle, Timothée Brochier, Jean Guillard,
Raymond Laë, Anne Lebourges-Dhaussy, François Le Loc'h, J. Raffray, O.
Sadio, Monique Simier, et al.

► To cite this version:

Jean-Marc Ecoutin, Nolwenn Béhagle, Timothée Brochier, Jean Guillard, Raymond Laë, et al.. L'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung (Sine Saloum) : Synthèse 2003 – 2011. [Rapport de recherche] IRD. 2013. hal-01483073v2

HAL Id: hal-01483073

<https://hal.science/hal-01483073v2>

Submitted on 23 Feb 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

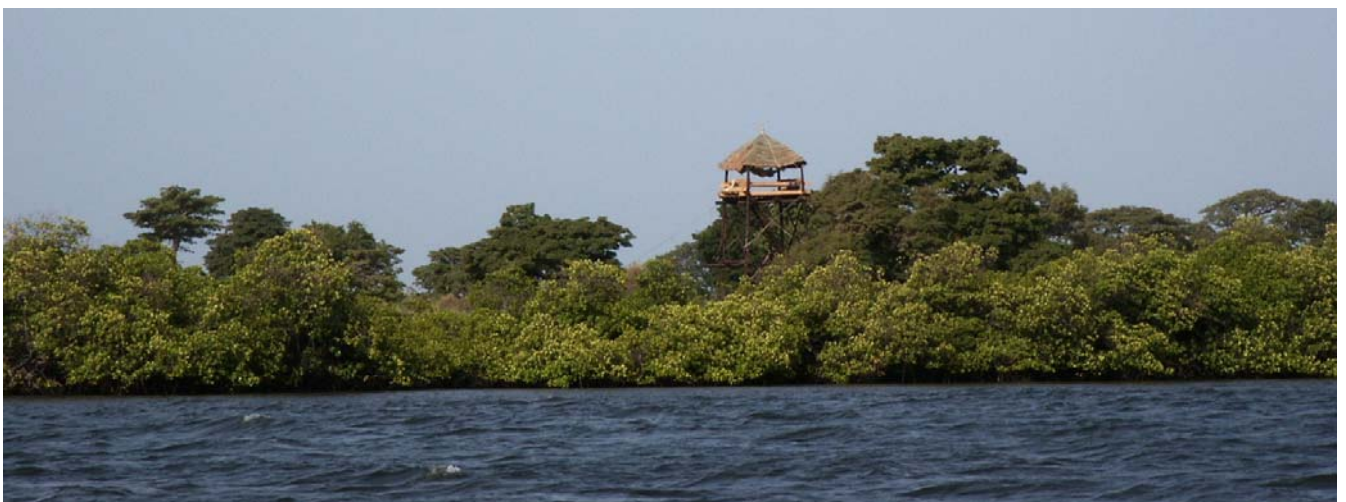


L'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung (Sine Saloum) : Synthèse 2003 – 2011

Ecoutin J.M. (éditeur scientifique)

avec la collaboration de :

**Béhagle N., Brochier T., Guillard J., Laë R.,
Lebourges Dhaussy A., Le Loc'h F., Raffray J., Sadio O.,
Simier M., Sow I., Tito de Morais L.**



Dakar, juin 2013

Plan de la synthèse

Introduction	1
L’Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung : histoire, localisation et protocole de collecte de données ECOUTIN Jean Marc, SOW Ibrahima et SIMIER Monique	5
L’environnement hydroclimatique de l’Aire Marine Protégée de Bamboung de 2003 à 2011 SIMIER Monique	19
Inventaire faunistique de l’Aire Marine Protégée de Bamboung : guildes fonctionnelles (écologique et trophique) SIMIER Monique	27
Le peuplement de référence avant la mise en défens, comparaison avec les peuplements de sites proches ECOUTIN Jean Marc, SADIO Oumar et SIMIER Monique	35
Les grands traits évolutifs du peuplement de poissons de 2003 à 2011 ECOUTIN Jean Marc, SIMIER Monique et SADIO Oumar	49
Comparaison du peuplement de poissons de Bamboung avec celui d’un site autorisé à l’exploitation halieutique, le bolon de Sangako SADIO Oumar et ECOUTIN Jean Marc	77
Evolution saisonnière du peuplement de poissons dans l’Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung LAË Raymond, ECOUTIN Jean Marc et SIMIER Monique	99
Les réseaux trophiques de l’Aire Marine Protégée de Bamboung LE LOC’H François	109
Modélisation du fonctionnement trophique ou écosystémique TITO de MORAIS Luis, LE LOC’H François et BROCHIER Timothée	119
L’acoustique comme outil d’échantillonnage des peuplements de poissons BEHAGLE Nolwenn, GUILLARD Jean, SOW Ibrahima et LEBOURGES-DHAUSSY Anne	133
L’Aire Marine Protégée de Bamboung, un impact sur le peuplement de poissons ?	145
Références bibliographiques	149

Liste des figures

Figure 1.1 : Situation géographique de l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung et du site témoin du bolon de Sangako dans l'estuaire du Sine Saloum.	7
Figure 1.2 : L'AMP de Bamboung et les différentes zones la constituant.	8
Figure 1.3 : Evolution de la pluviométrie annuelle à Kaolack (1920-2005, station météorologique de Kaolack) et de celle de la station de Dielmo à proximité des sites d'étude (1990-2010, Trape et al. 2013).	10
Figure 1.4 : Pluviométrie saisonnière moyenne (1990-2010) enregistrée à la station de Dielmo située à proximité des sites d'étude (Trape et al. 2013).	10
Figure 1.5 : Plan des stations d'échantillonnage suivant les 2 protocoles d'échantillonnage A : 2003-2007 ; B : 2008-2011.	12
Figure 1.6 : Les grandes catégories écologiques dans les peuplements de poissons estuariens d'Afrique de l'Ouest (d'après Albaret 1999).	15
Figure 2.1 : Analyse en composantes principales normée des variables environnementales du bolon de Bamboung pour 5 stations sur la période 2003-2011 (135 relevés).	21
Figure 2.2 : Variabilité saisonnière des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2011 (5 stations intra-AMP).	23
Figure 2.3 : Variabilité interannuelle des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2011 (5 stations intra-AMP).	24
Figure 2.4 : Variabilité spatiale des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2007 (12 stations).	25
Figure 3.1 : Les grandes catégories écologiques dans les peuplements de poissons estuariens d'Afrique de l'Ouest (d'après Albaret 1999).	31
Figure 4.1 : L'estuaire du Sine Saloum et les 3 sites étudiés pour analyser le peuplement de référence du bolon de Bamboung.	36
Figure 4.2 : Représentation sur le plan 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances du tableau faunistique (43 espèces * 10 stations) du bolon de Bamboung en 2003.	39
Figure 4.3 : Distribution de fréquence de taille (totale et par catégorie écologique) du peuplement de poissons échantillonné avant la mise en défens du bolon de Bamboung (2003).	40
Figure 4.4 : Distribution de fréquence de taille (totale et par catégorie trophique) du peuplement de poissons échantillonné avant la mise en défens du bolon de Bamboung (2003).	41
Figure 4.6 : Contribution des catégories écologiques (en %) à la biomasse totale observée par site d'étude.	44
Figure 4.7 : Contribution des catégories trophiques (en %) à la biomasse totale observée par site d'étude.	44
Figure 4.8 : Représentation sur le plan 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances du tableau faunistique (61 espèces * 42 stations) des 3 sites d'étude (Bamboung 2003, Sangako 2008-2011, Bapindo 2006-2007).	45
Figure 4.9 : Distributions de fréquence de taille (en %) des captures réalisées sur les 3 sites d'étude (moins de 0,5% des individus sont supérieurs à 35 cm).	45
Figure 4.10 : Distribution des niveaux trophiques moyens par coup de pêche pour les 3 sites d'étude.	46
Figure 5.1 : Répartition (en %) des 70 espèces observées par catégories écologiques (gauche) ou par catégories trophiques (droite) dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	50
Figure 5.2 : Evolution annuelle de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche (rouge, ordonnée gauche) ou par an (bleu, ordonnée droite) du peuplement de poissons du bolon de Bamboung.	51

Figure 5.3 : Evolution annuelle de la richesse spécifique par catégories écologiques (gauche) ou trophiques (droite) du peuplement de poissons du bolon de Bamboung.	52
Figure 5.4 : Evolution annuelle de l'effectif total (noir) ou d' <i>E. fimbriata</i> (rouge) par coup de pêche dans le bolon de Bamboung.	53
Figure 5.5 : Evolution annuelle de la biomasse (kg par coup de pêche) totale (noir), d' <i>E. fimbriata</i> (rouge) et d' <i>Arius spp.</i> (bleu) dans le bolon de Bamboung.	54
Figure 5.6 : Evolution de la biomasse (kg par coup de pêche) par catégorie écologique dans le bolon de Bamboung, les biomasses d' <i>E. fimbriata</i> (Em) et de <i>Arius spp.</i> (ME) ne sont pas prises en compte.	55
Figure 5.7 : Evolution de la biomasse (kg par coup de pêche) par catégorie trophique dans le bolon de Bamboung, les biomasses d' <i>E. fimbriata</i> (he-ph) et d' <i>Arius spp.</i> (p2-ge) ne sont pas prises en compte.	55
Figure 5.8 : Variabilité annuelle des niveaux trophiques moyens par coup de pêche. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.	56
Figure 5.9 : Variabilité annuelle de la taille maximale observée (TMO) par coup de pêche dans le bolon de Bamboung. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.	57
Figure 5.10 : Evolution annuelle de la taille maximale observée par coup de pêche par catégorie écologique.	58
Figure 5.11 : Variabilité annuelle des tailles moyennes (Lmoy) par coup de pêche dans le bolon de Bamboung. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.	59
Figure 5.12 : Evolution annuelle de la taille moyenne par coup de pêche par catégorie écologique.	60
Figure 5.13 : Distribution de fréquences de taille (effectif en log+1) : 2004 à 2007 (haut), 2008 à 2011 (bas). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 2 figures.	62
Figure 6.1 : Localisation des sites de Bamboung et de Sangako dans l'estuaire du Sine Saloum.	78
Figure 6.2 : Variabilité des paramètres de l'environnement (salinité, transparence, teneur en oxygène de surface, température et profondeur de pêche) dans l'AMP de Bamboung (bleu) et le bolon de Sangako (rouge) de 2008 à 2011. Les points verts indiquent la moyenne de cet indicateur.	80
Figure 6.3 : Variabilité des indicateurs bioécologiques (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) dans l'AMP de Bamboung (bleu) et le bolon de Sangako (rouge) de 2008 à 2011. Les points verts indiquent la moyenne de cet indicateur.	81
Figure 6.4 : Evolution annuelle de l'abondance totale (trait plein) et de celle d' <i>E. fimbriata</i> (trait discontinu) dans l'AMP (bleu) et à Sangako (rouge).	82
Figure 6.5 : Evolution annuelle de la moyenne des tailles maximales observées par coup de pêche (TMO en mm, trait continu) et de la taille du plus grand individu mesuré (PGIM en mm, trait non continu) à Bamboung (bleu) et à Sangako (rouge) entre 2008 et 2011.	82
Figure 6.6 : Variabilité interannuelle des niveaux trophiques à Bamboung (gauche) et à Sangako (droite).	83
Figure 6.7 : Analyse factorielle des correspondances des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung et du bolon de Sangako : 132 relevés - 64 espèces sur le plan factoriel 1-2.	84
Figure 6.8 : Spectre de taille des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung (bleu) et du bolon de Sangako (rouge), 2008-2011.	88
Figure 6.9 : Spectres de taille par catégorie écologique pour Bamboung (bleu) et Sangako (rouge) de 2008 à 2011.	89
Figure 6.10 : Spectres de taille par catégorie trophique pour Bamboung (bleu) et Sangako (rouge) de 2008 à 2011.	90
Figure 7.1 : Variabilité saisonnière de la salinité et de la température dans le bolon de Bamboung, période 2003-2011. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.	100
Figure 7.2 : Variabilité saisonnière de la richesse spécifique par campagne dans l'AMP de Bamboung, période 2003-2011. Les points rouges représentent la moyenne de cet indicateur.	101
Figure 7.3 : Variabilité saisonnière de l'abondance (A) et de la biomasse (B, en kg) par coup de pêche pour la période 2003-2011. Les points rouges représentent la moyenne de cet indicateur.	102

Figure 7.4 : Variabilité saisonnière des abondances (haut) et des biomasses (bas, en kg) par catégorie écologique : espèces estuariennes strictes (Es), estuariennes d'origine marine (Em), marines estuariennes (ME), marines accessoires (Ma), marines occasionnelles (Mo).	103
Figure 7.5 : Variabilité saisonnière des abondances (haut) et des biomasses (bas, en kg) par catégorie trophique.	104
Figure 7.6 : Variabilité saisonnière des longueurs moyennes des individus observés dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011. Le point rouge indiquent la moyenne de cet indicateur.	105
Figure 7.7 : Distribution de fréquence de tailles (en log) des individus capturés par saison entre 2003 et 2011 dans le bolon de Bamboung.	105
Figure 7.8 : Stade sexuel maximal atteint par chacune des 70 espèces identifiées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	106
Figure 8.1 : Distribution des ratios isotopiques stables du carbone et de l'azote (moyenne \pm écart-type) au sein des groupes composant le réseau trophique de l'AMP de Bamboung en mai 2007.	111
Figure 8.2 : Distribution des ratios isotopiques stables du carbone et de l'azote (moyenne \pm écart-type) au sein des groupes composant le réseau trophique de l'AMP de Bamboung en octobre 2007.	112
Figure 9.1 : Représentation de la structure du réseau trophique du Bamboung en 2003 modélisé par Ecopath (niveau trophique en ordonnée, taille des rectangles fonction de la biomasse) (Colléter 2010).	124
Figure 9.2 : Schéma représentant l'impact de l'augmentation relative de la biomasse de barracudas d'une unité sur une partie du réseau trophique (Colléter 2010).	125
Figure 9.3 : Diagramme de l'impact trophique mixte (ITM) portant sur l'influence de la pêche sur deux grands prédateurs et trois de leurs proies. (Colléter et al. 2012).	125
Figure 9.4 : Exports potentiels de l'AMP de Bamboung par niveau trophique, tel qu'estimés par le modèle Ecopath (Colléter et al. 2011).	126
Figure 9.5 : Calibration des biomasses du modèle Osmose pour la situation pré-AMP	127
Figure 9.6 : Ratios des biomasses du modèle Osmose entre les situations pré- et post-AMP	127
Figure 9.7 : Retombées de l'AMP ("spillover") estimées par mécanisme (graphe de gauche) ou par catégorie d'histoire de vie (graphe de droite)..	128
Figure 9.8 : Typologie des scénarios d'après Börjeson et al. (2006).	130
Figure 10.1 : Exemples de deux échogrammes, en haut : montrant la structuration en bancs ; en bas : montrant une population de poissons dispersés.	136
Figure 10.2 : Évolution du Sv moyen (dB) au cours des années dans l'AMP Bamboung (carrés) et dans le bolon du Sangako (triangles).	137
Figure 10.3 : Évolution du TS moyen (dB) au cours des années dans l'AMP Bamboung (carrés) et dans le bolon du Sangako (triangles).	139
Figure 10.4 : Comparaison des TS moyens obtenus en stations fixes et lors des prospections mobiles autour du point de la station fixe.	139

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Liste des campagnes de pêches expérimentales réalisées pour suivre le peuplement de poissons du bolon de Bamboung, 2003-2011.	11
Tableau 1.2 : Les stations d'échantillonnage sélectionnées dans le bolon de Bamboung (12), le Diomboss (5) et le bolon de Sangako (6), avec leurs coordonnées géographiques (en degrés, minutes et centième de minute) et la profondeur moyenne du coup de pêche (m).	13
Tableau 1.3 : Echelle de maturation sexuelle (reprise d'Albaret et Legendre 1985).	14
Tableau 1.4 : Les catégories trophiques des espèces identifiées.	15
Tableau 1.5 : Les réglages de l'enregistrement acoustique	16
Tableau 1.6 : Équivalence « décibel - classe de taille » d'après Love (1977). Les tailles en centimètres sont données à titre indicatif, car fonction de l'espèce	17
Tableau 1.7 : Chronologie des campagnes d'échantillonnage acoustique	19
Tableau 2.1 : Les caractéristiques générales des variables environnementales du bolon de Bamboung pour la période 2003-2011 (252 relevés).	20
Tableau 3.1 : Liste des 10 espèces/genres de mollusques et crustacés capturés dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	27
Tableau 3.2 : Les 85 espèces de poissons capturées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	28
Tableau 3.3 : Catégories trophiques des espèces capturées dans l'AMP de Bamboung de 2003 à 2011.	31
Tableau 3.4 : Répartition en catégories écologiques des 85 espèces de poissons pêchées dans le bolon de Bamboung. Voir Figure 3.1 pour le descriptif des catégories.	32
Tableau 3.5 : Répartition en catégories trophiques des 85 espèces pêchées dans le bolon de Bamboung. Voir Tableau 3.3 pour le descriptif des catégories.	33
Tableau 3.6 : Répartition croisée des 85 espèces pêchées dans le bolon de Bamboung selon les guildes écologique et trophique.	33
Tableau 4.1 : Inventaire faunistique et caractéristiques du peuplement de poissons avant la mise en défens du bolon de Bamboung (2003) : Occ, occurrence par station (max. 30), Nt, abondance, Pt, biomasse (g).	37
Tableau 4.2 : Richesse spécifique, abondance et biomasse (en g) des 45 espèces regroupées par catégories écologique et trophique.	38
Tableau 4.3 : Caractéristiques des peuplements de poissons de 3 sites peu éloignés. La colonne commentaires indique la significativité de la comparaison intersites.	43
Tableau 5.1 : Liste des 15 premières espèces présentes par année (9), par campagne (27) et par coup de pêche (135) dans le bolon de Bamboung (2003-2011).	50
Tableau 5.2 : Evolution annuelle des indicateurs de structure de taille du peuplement de poissons du bolon de Bamboung, 2003-2011.	58
Tableau 6.1 : Comparaison inter sites des paramètres de l'environnement aquatique mesurés à proximité des coups de pêche pour la période 2008-2011.	79
Tableau 6.2 : Caractéristiques des indicateurs bioécologiques des catégories écologiques du peuplement de poissons des 2 sites d'étude, 2008-2011.	85
Tableau 6.3 : Caractéristiques des indicateurs bioécologiques des catégories trophiques du peuplement de poissons des 2 sites d'étude, 2008-2011.	87
Tableau 7.1 : Echelle de maturation sexuelle (reprise d'Albaret et Legendre 1985).	100
Tableau 8.1 : Correspondance entre la structure en biomasse de la communauté de poissons (biomasse totale et pourcentage) et les guildes trophiques identifiées par l'analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote en mai et octobre 2007 dans l'AMP de Bamboung.	113
Tableau 8.2 : Comparaisons entre les niveaux trophiques calculés à partir des signatures en isotopes stables et ceux trouvés dans Fishbase (Froese and Pauly 2009) et dans Villanueva et al. (2005).	117

Tableau 9.1 : Groupes trophiques (espèces ou méta-espèces) utilisés dans la construction du modèle Ecopath de Bamboung.	121
Tableau 9.2 : Définition des méta-espèces (Modèle) fondées sur une espèce-type et des espèces associées.	122
Tableau 10.1 : Liste complète des campagnes. “Pas de données acoustiques” = pas de parcours amont-aval, pas de campagnes, ou encore données non exploitables (saturé en bruit notamment).	134
Tableau 10.2 : Récapitulatif des campagnes gardées pour les analyses statistiques.	135
Tableau 10.3 : Résultats des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis. Comparaisons des densités et des tailles acoustiques moyennes entre les bolons, entre les saisons et selon que l’on prend ou non en compte les bancs dans les calculs de densité.	140

Liste des annexes

Annexe 5.1 : Liste des espèces inventoriées et occurrence annuelle dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	71
Annexe 5.2 : Abondance annuelle des espèces inventoriées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	73
Annexe 5.3 : Biomasse annuelle (en gr) des espèces inventoriées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.	75
Annexe 6.1 : Liste des 64 espèces capturées dans l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako entre 2008 et 2011. Pourcentage d'abondance (%Ab) et de biomasse (%Bio) avec la famille, l'espèce, le code espèce, la catégorie écologique et la catégorie trophique.	97
Annexe 8.1 : Composition isotopique stable moyenne en carbone et azote (\pm écart type), rapport C/N, niveau trophique (TL) en mai et octobre 2007 dans le bolon de Bamboung, et codes des groupes pour les figures.	118

Introduction

Face aux risques grandissants d'altération et de surexploitation des ressources marines par des pressions anthropiques et climatiques en constante augmentation, la mise en place d'aires marines protégées (AMP) semble constituer une réponse à la conservation de la biodiversité et à l'exploitation soutenable des ressources.

L'attente de la communauté internationale vis-à-vis des AMP est très importante en termes de restauration des habitats et de la ressource sans que les études scientifiques menées jusqu'à présent aient été suffisamment nombreuses, poussées et reproductibles pour estimer l'impact réel de la mise en place de ces AMP. Ainsi, l'une des hypothèses actuelles serait que les AMP favoriseraient la restauration des peuplements dans les espaces protégés mais permettraient également par exportation d'une partie du stock de poissons d'améliorer à terme, les pêches dans les zones adjacentes ou plus éloignées.

Dans le domaine de la biologie, les recherches se sont concentrées sur les AMP en tant qu'instrument de gestion halieutique (Sanchirico 2000), montrant que celles-ci pouvaient constituer un moyen de protéger, voire d'accroître les revenus des pêcheurs lorsque la pression de pêche est élevée.

Les Aires Marines Protégées de ce point de vue sont un outil majeur de protection des habitats essentiels pour la reproduction et la croissance des écophases juvéniles. Elles peuvent jouer un rôle prépondérant pour la conservation de la biodiversité. Leur efficacité à des fins halieutiques s'appuie sur les hypothèses suivantes :

- Effets à l'intérieur de l'AMP : l'arrêt de l'exploitation halieutique dans l'AMP permet la préservation des habitats ; cela entraîne une baisse de la mortalité naturelle et de la mortalité par pêche ; on observerait alors une amélioration de la croissance et de la reproduction, tous ces phénomènes entraînant une augmentation significative de la biomasse et des structures en taille (Halpern 2003 ; Lester et al. 2009).
- Effets à l'extérieur de l'AMP : l'augmentation de biomasse à l'intérieur de l'AMP entraîne une plus grande compétition entre les individus présents et provoque la sortie de l'AMP d'une partie du peuplement dans les zones proches de l'AMP (Forcada et al. 2008 ; Stobart et al, 2009).
- Effets à l'échelle de l'écosystème : le déplacement des œufs, des larves, la sortie des stades juvéniles ou adultes suivant les espèces peuvent avoir des effets bénéfiques sur des zones situées loin de l'Aire Marine Protégée (Russ et al, 2003 ; Alcalá et al. 2005 ; Claudet 2006).

Selon les caractéristiques physiques tant qu'écologiques de l'aire marine protégée, l'importance relative de ces 3 effets est plus ou moins forte.

Le présent travail présente la synthèse de 9 années d'étude sur le peuplement de poissons de l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Cette aire marine protégée est située dans une baie de l'estuaire tropical du Sine Saloum. Les estuaires, et en particulier les estuaires tropicaux, sont des écosystèmes à très forte variabilité temporelle à différentes échelles : cycles de marée, lunaire, saisonnier avec une saison des pluies souvent bien marquée, voire interannuel lié au développement de la sécheresse (Elliott et Whitfield 2012). Or les estuaires sont des écosystèmes permettant la protection et l'alimentation des

larves et juvéniles de poissons de populations d'espèces côtières (Vidy 2000 ; Whitfield et Cowley 2010). Ces espèces côtières constituent souvent l'essentiel des captures de la pêche artisanale. Un des enjeux de la création de l'AMP de Bamboung était d'analyser l'effet de l'AMP sur ces stocks de juvéniles de poissons.

Cette étude a débuté une année avant la mise en protection intégrale de ce bolon du Sine Saloum (2003) ; puis le peuplement de poissons a pu être suivi chaque année pendant 8 ans (2004-2011). Bien que l'AMP de Bamboung soit relativement de petite taille, de l'ordre de 300 ha en protection intégrale, cette étude scientifique doit permettre de replacer l'évolution du peuplement au regard des travaux déjà réalisés par ailleurs sur les AMP. Une attention particulière sera portée à la situation originale de ce site d'étude, de fait de son appartenance à un estuaire tropical à mangroves.

Plusieurs approches scientifiques ont été mises en œuvre pour suivre cette évolution du peuplement. La première, qui a porté sur toute la durée de l'étude soit 9 ans, est un suivi temporel de l'évolution de ce peuplement par des pêches expérimentales réalisées aux trois saisons hydroclimatiques à l'intérieur de l'AMP. Cet échantillonnage, commencé avant l'interdiction de toute exploitation à l'intérieur du bolon de Bamboung, a permis de décrire les changements à court et moyen terme du peuplement de poissons. La seconde approche, effectuée en même temps que la précédente, met en œuvre des prospections hydro-acoustiques pour suivre l'évolution du peuplement en utilisant une méthode non intrusive et non destructive.

A partir de 2008, ces 2 méthodes d'échantillonnage, qui n'étaient utilisées qu'à l'intérieur du site protégé, ont été appliquées sur un peuplement d'une autre baie de l'estuaire du Sine Saloum, baie non interdite à la pêche et à l'extraction. Ce site témoin, peu éloigné du site d'étude, est considéré comme ayant des caractéristiques environnementales similaires à celles du bolon de Bamboung. La comparaison des 2 peuplements échantillonnés aux mêmes saisons climatiques permet d'identifier nettement les différences de peuplements entre ces 2 sites sous exploitation halieutique différenciée, tout en maintenant le suivi temporel du peuplement intra-AMP.

Enfin deux outils de modélisation ont été appliqués pour d'une part, permettre une synthèse de l'information complexe collectée au cours du temps et d'autre part, proposer des scénarios d'évolution théorique du peuplement de l'AMP en fonction de contraintes imposées lors de la mise en œuvre de ces différents modèles. En particulier, ces 2 modélisations permettent d'évaluer la part du peuplement exportée en dehors de l'AMP.

Le présent rapport est formé de 10 chapitres. Le premier présente le bolon de Bamboung, montre comment l'AMP a été mis en place et décrit les différents protocoles de collecte qui ont été utilisés pour réaliser cette étude. Les 2 chapitres suivants caractérisent le bolon de Bamboung d'une part dans son environnement hydro-climatique, d'autre part par un inventaire faunistique des espèces rencontrées lors de l'étude. Les 4 suivants présentent les résultats du suivi du peuplement et de son évolution après la mise en défens par des techniques de pêches scientifiques : le quatrième chapitre décrit le peuplement de référence avant la mise en défens ; le 5^{ème} montre l'évolution de ce peuplement intra AMP au cours de l'étude ; le 6^{ème} compare pendant 4 années ce peuplement avec celui du site témoin ; enfin le 7^{ème} chapitre présente la forte variabilité saisonnière subie par le peuplement de poissons à l'intérieur du bolon de Bamboung. Le 8^{ème} chapitre essaie d'aborder la transformation du peuplement en décrivant les chaînes trophiques qui se sont mises en place. Le chapitre suivant

présente les 2 modélisations réalisées à partir des données collectées par les pêches scientifiques. Enfin le dernier chapitre dresse un bilan des possibilités offertes par une méthode non intrusive de suivi du peuplement via le suivi acoustique.

Les résultats présentés ici sont issus d'un programme multidisciplinaire lié aux projets : Narou heuleuk (« La part de demain ») financé par le FFEM / AFD / ONG Oceanium / IRD entre 2003 et 2007, AMPhore (ANR Biodiversité, Aire Marine Protégée et gestion halieutique par optimisation des ressources et des écosystèmes) entre 2008 et 2010 pour certains développements et enfin Cepia (Construire Ensemble une gestion des Pêches qui Intègre les Amp, AFD / CSRP / UICN / IRD) entre 2009 et 2011.

L'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung : Histoire, localisation et protocole de collecte de données

ECOUTIN Jean Marc, SOW Ibrahima et SIMIER Monique

L'aire marine protégée du bolon de Bamboung est localisée dans l'estuaire du Sine Saloum, estuaire situé à 130 km au sud-est de Dakar (Fig. 1.1). Cette aire marine fait partie intégrante de la réserve de biosphère du delta du Saloum (RBDS).

Historique de la création de l'Aire Marine Protégée communautaire

L'aire marine protégée communautaire (AMPc) du bolon de Bamboung est l'un des sites « à vocation démonstrative » retenu en concertation avec les pêcheurs artisans (Breuil 2011 ; CEPIA 2011) dans la zone de Toubakouta (USAID 2010a, 2010b ; Fig. 1.1). L'AMPc de Bamboung a été créée fin 2003 et confirmée par décret présidentiel en 2004 (Breuil 2011). Les conditions de sa création sont décrites de façon précise par Albaret et al. (2005) et par Breuil (2011).

Cette AMPc a fait l'objet d'un processus de création depuis 2000, avec l'appui technique d'une ONG sénégalaise, l'Océanium (projet "Narou Heuleuk"), et financier du FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial). Au cours de la période 2000-2003, les populations de la Communauté Rurale de Toubacouta (Fig. 1.1) ont rapidement accepté le principe de la création d'une aire marine protégée. Le choix du bolon de Bamboung a été proposé par les artisans-pêcheurs et la délimitation précise de la zone protégée a été définie d'un commun accord entre l'Océanium, les autorités sénégalaises et les pêcheurs (Breuil 2011).

Sa création par décret présidentiel a correspondu en fait à une reconnaissance officielle de son existence en 2004. L'objectif de cette AMP, précisé lors des consultations avec les populations, est un objectif de conservation de la biodiversité (protection des mangroves et des écosystèmes aquatiques du bolon). Sur le plan environnemental, la fermeture à la pêche et à l'extraction dans l'ensemble du bolon du Bamboung devrait permettre la reconstitution des stocks et de la biodiversité dans le bolon dans un premier temps, puis dans les zones avoisinantes (Breuil 2011).

D'après Breuil (2011), les principales étapes ayant marqué la création de l'AMP sont les suivantes :

- pré-sélection du site de Bamboung sur la base de différents critères, et notamment : richesse des peuplements de poisson ; abondance du thiof (*Epinephelus aeneus*), espèce de mérrou emblématique au Sénégal ; forte pression de pêche ; présence de lamantins ; mangrove relativement bien conservée et riche en avifaune et faune terrestre ; facilité de contrôle du bolon (une seule entrée, présence d'agents chargés de la conservation puisqu'il se trouve dans la réserve de biosphère du Saloum), valeur esthétique du site ;
- préparation et discussion autour d'un avant-projet d'AMP avec l'administration (Sous-préfecture, Direction des Parcs Nationaux DPN, service des pêches) et les usagers (représentants des 14 villages concernés) ;

- organisation de campagnes de conscientisation des problèmes liés à la surpêche et à la dégradation des écosystèmes marins et côtiers au Sénégal, notamment sous la forme de projection de films suivis de débats directement dans les 14 villages entourant l'aire de Bamboung ;
- adoption d'un texte (10 octobre 2002) portant création de l'AMP au niveau de la Communauté rurale de Toubakouta, qui regroupe entre autres les 14 villages situés à la périphérie du bolon ;
- décision des villageois de fermer l'accès à la pêche dans le bolon (avril 2003) avec création d'un comité de gestion, balisage à l'entrée du bolon, construction d'un mirador, achat d'une vedette, mise en place d'une surveillance par des bénévoles selon un système de rotation ;
- réalisation d'un état de référence des peuplements piscicoles dans le bolon en 2003 ;
- émergence de différends entre les secteurs de la pêche et de l'environnement au sujet du caractère légal ou non de l'interdiction d'accès à la pêche dans le bolon (période 2003-2004) ;
- création du comité de gestion et de surveillance (élections des représentants et membres) ;
- reconnaissance officielle de l'AMP du Bamboung dans le cadre du décret présidentiel de novembre 2004 ;
- affectation d'un agent de la Direction des Parcs Nationaux, chargé de la surveillance de l'Aire Marine Protégée.

Caractérisation générale des sites d'étude

L'estuaire du Sine Saloum draine un bassin versant de 29 720 km² dont le relief est en général plat et la pente très faible. La superficie en eau est de 90 000 ha. La marée monte deux fois par jour jusqu'en amont de Kaolack situé à 112 km de l'embouchure (Fig. 1.1 ; Bousso 1996).

La situation environnementale du Sine Saloum est originale : il s'agit d'un estuaire sursalé dont le gradient halin est inversé en permanence (croissant de l'embouchure vers l'amont). Les parties situées en extrême amont du système sont même en situation hypersalée (>70 en amont de Foundiougne) et, dans certains secteurs, en amont de Kaolack (Fig. 1.1), la salinité peut atteindre 130, soit près de 4 fois la salinité moyenne de l'eau de mer (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004). Le complexe du Sine Saloum est constitué de trois bras principaux : le Saloum au nord, le Bandiala au sud et le Diomboss entre les deux (Fig. 1.1 ; Diouf 1996 pour description complète du système Sine Saloum). Il est caractérisé par un système complexe et diffus de canaux appelés bolons et de mangroves caractéristiques des zones humides saumâtres intertropicales (Andrieu et Mering 2008). Au cours d'une même année, la salinité est susceptible de présenter de fortes variations saisonnières en raison de l'alternance d'une courte saison des pluies, de juillet à octobre, et d'une longue saison sèche, de novembre à juin.

Au cours des 10 années qu'a duré l'étude, trois sites ont été concernés, tous situés dans l'estuaire du Sine Saloum : le bolon de Bamboung qui correspond à l'aire marine protégée (AMP), une partie du Diomboss allant de l'entrée de l'aire marine protégée jusqu'à l'entrée du bolon de Sangako et enfin le bolon de Sangako (Fig. 1.1).

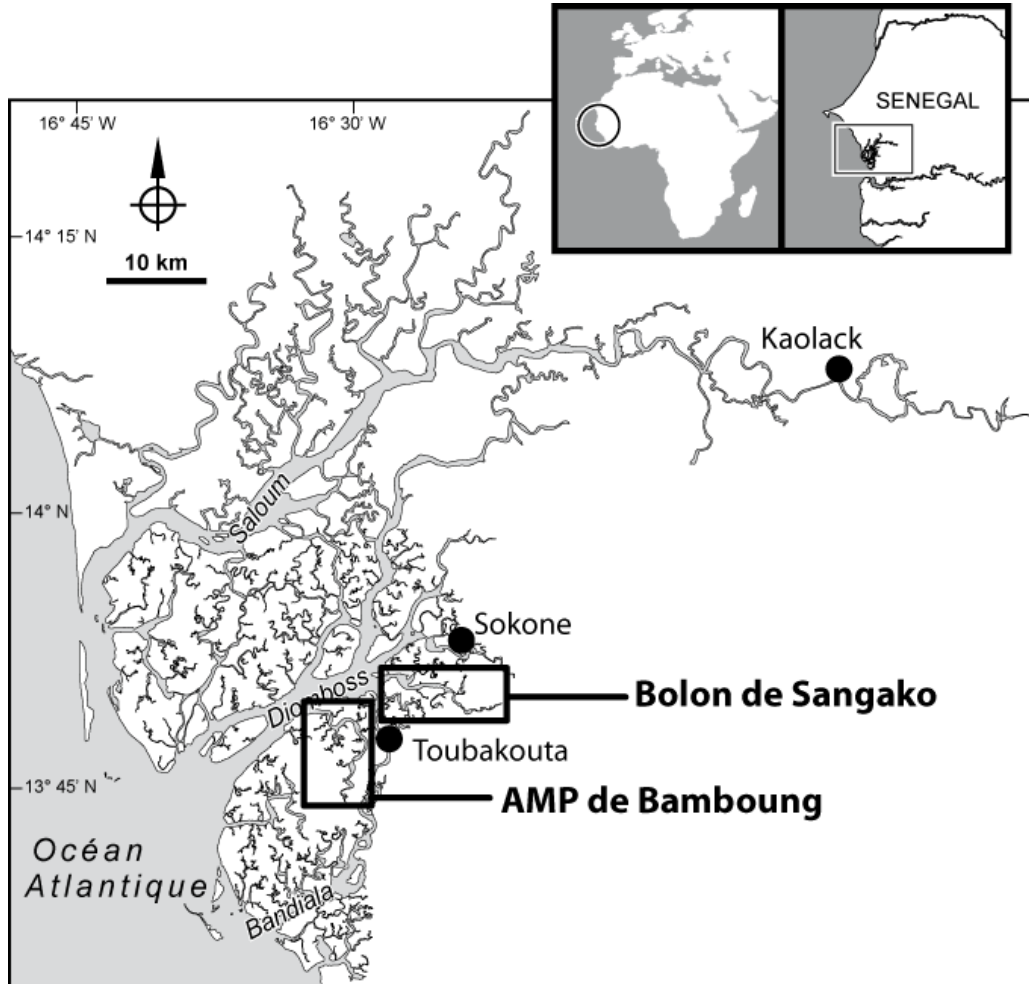


Figure 1.1 : Situation géographique de l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung et du site témoin du bolon de Sangako dans l'estuaire du Sine Saloum.

L'aire marine protégée communautaire de Bamboung

Situé dans l'estuaire du Sine Saloum (Fig. 1.1), le bolon de Bamboung ($13^{\circ}50' N - 16^{\circ}33' W$) est un affluent du Diomboss qui constitue l'un des trois bras principaux - avec le Bandiala et le Saloum - de cet estuaire. Les eaux sont peu profondes et la biodiversité y est réputée importante, notamment pour les oiseaux, poissons et mammifères marins (dauphins et lamantins).

L'AMPc du Bamboung, située au cœur de la Réserve de Biosphère du delta du Saloum, a une superficie de 6 800 ha. Elle est divisée en plusieurs zones (Melis 2002) (Fig. 1.2) :

- Une aire marine centrale, essentiellement constituée par le bolon de Bamboung et ses ramifications. D'une longueur de 15 kilomètres à partir du confluent avec le Diomboss jusqu'aux vasières de la forêt de Kolé, sa superficie est d'environ 300 ha. Sa largeur varie de 50 à 500 mètres et sa profondeur fluctue entre 0 et 15 mètres. Elle présente un réseau de canaux secondaires très dense. En raison de la présence d'une nappe phréatique importante sur l'île Coco (rive est), des sources souterraines se jettent dans le bolon, réduisant ainsi localement la salinité.
- Une zone tampon, localisée à l'embouchure du bolon (Fig. 1.2), au niveau de la rencontre des eaux du Diomboss et du Bamboung. Elle couvre une superficie d'environ 100 ha. C'est une zone de transition entre l'aire centrale qui est dotée de mesures de conservation des ressources ichtyologiques et le reste du réseau des chenaux du delta du Sine Saloum où l'exploitation est libre. Cette zone tampon est située à 17 km de l'embouchure du Diomboss sur la mer.

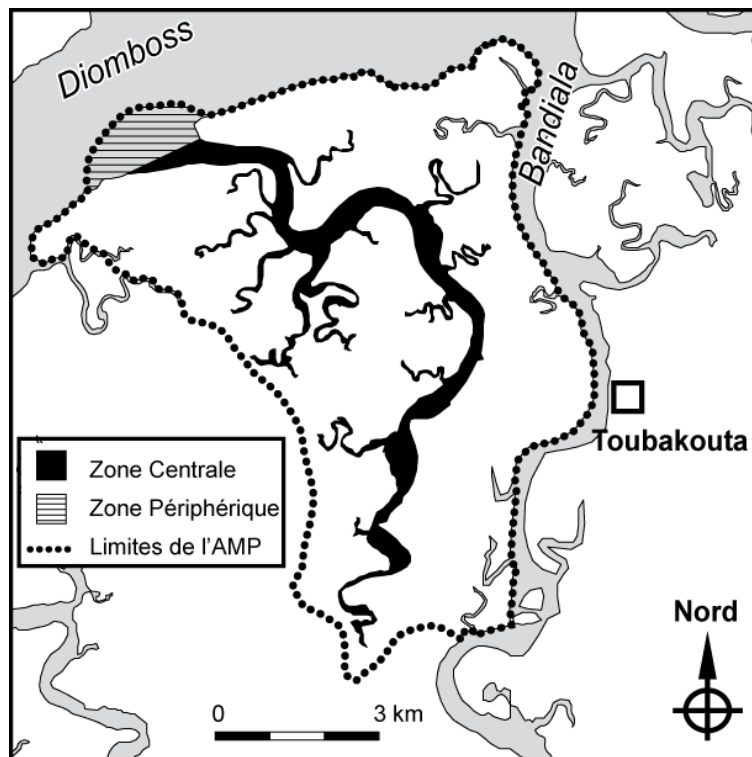


Figure 1.2 : L'AMP de Bamboung et les différentes zones la constituant.

- Une zone terrestre, qui se décompose en une zone de mangrove et une zone continentale. La mangrove est localisée en bordure des rives de toute la zone de l'AMP. Elle couvre plus de la moitié de la surface totale de l'AMP. La végétation y est abondante et différentes espèces de palétuviers s'y sont développées. *Rhizophora racemosa* et *Rhizophora harrisonii* sont trouvés en bordure des chenaux (Doyen 1988). À l'arrière, *Rhizophora mangle* est beaucoup plus abondant et occupe les terres élevées susceptibles d'être immergées lors des hautes marées. Cette espèce forme le peuplement le plus important du bolon, tandis qu'*Avicennia africana* se développe dans la partie supérieure des vasières. Les palétuviers étant à la fois source de matière organique et support d'une forte production de périphton, constituent un vivier pour la faune estuarienne, les juvéniles principalement (Vidy 2000). La zone continentale est représentée par l'île Coco. Cette zone de savane arborée occupe 15 à 20 % de la surface de l'AMP.

Le site d'étude du Diomboss

Le Diomboss est l'un des trois principaux bras de l'estuaire du Sine Saloum (Diouf 1996). Son embouchure sur la mer est relativement large (environ 4 km). Il s'étend sur 23 km de l'embouchure jusqu'au confluent avec le bolon de Sangako et celui de Toubakouta (Fig. 1.1). La profondeur du chenal peut atteindre plus de 25 m dans certaines fosses (Diouf 1996). Son plan d'eau, d'une superficie de 8 755 ha, est bordé de mangroves de façon discontinue. C'est un grand bras ouvert avec plusieurs ramifications sur les deux rives. La partie échantillonnée s'étend sur 6 km de la zone de transition avec l'aire marine protégée jusqu'à l'entrée du bolon de Sangako (Fig. 1.1). La profondeur maximale cette zone est de 14 m. Les stations les plus aval sont distantes de 17 km de l'embouchure sur la mer et les plus amont, de 23 km.

Le bolon de Sangako

Le bolon de Sangako est également situé dans l'estuaire du Sine Saloum. C'est un affluent du Diomboss situé en amont de l'AMP (Fig. 1.1). Son embouchure est large de 270 m. La profondeur maximale est de 14 m. D'une superficie de 378 ha, le bolon de Sangako s'étend sur 11 km de son embouchure (jonction avec le Diomboss) jusqu'à la vasière de la forêt de Sandikoli. La mangrove est dense sur les deux rives, avec de petites ramifications latérales et des îlots de mangroves très denses. L'accès à ce bolon est libre et des activités humaines, comme la pêche et la récolte des coquillages, y sont pratiquées régulièrement.

Pluviométrie et situation de la période d'étude au regard de la sécheresse régionale

La pluviométrie a été enregistrée entre 1920 et 2005 à la station de météorologie de Kaolack (Fig. 1.1) ainsi que entre 1990 et 2010 à Dielmo, station de recherche située à 20 km au Sud Est de Toubakouta (Fig. 1.1). L'évolution interannuelle est présentée à la figure 1.3 et les variations saisonnières (station de Dielmo, 1990-2010, Trape et al. 2013) à la figure 1.4.

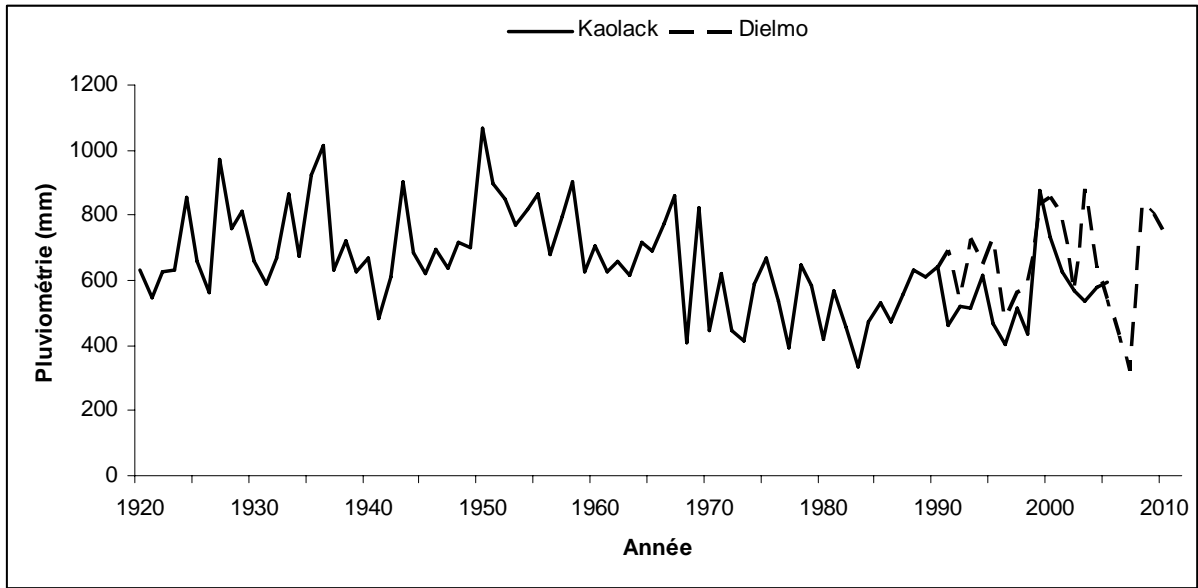


Figure 1.3 : Evolution de la pluviométrie annuelle à Kaolack (1920-2005, station météorologique de Kaolack) et de celle de la station de Dielmo à proximité des sites d'étude (1990-2010, Trape et al. 2013).

Au cours de la période d'étude, la situation est très contrastée puisque 2006 et 2007 sont deux années à très faible pluviométrie, parmi les plus faibles de la période 1910-2010, mais elle contient aussi 3 années à plus de 800 mm (2003, 2008, 2009). Malgré cela, la moyenne générale sur la période d'étude est du même ordre que celle sur l'ensemble de l'étude de Dielmo (660 mm). Cette moyenne est de 150 mm plus importante que celle de la période de sécheresse de 1971 à 1990. Par contre, elle est plus faible (de moins de 80 mm) que celle des périodes plus humides de 1920-1950 et 1950-1970 (Dieng et al. 2008).

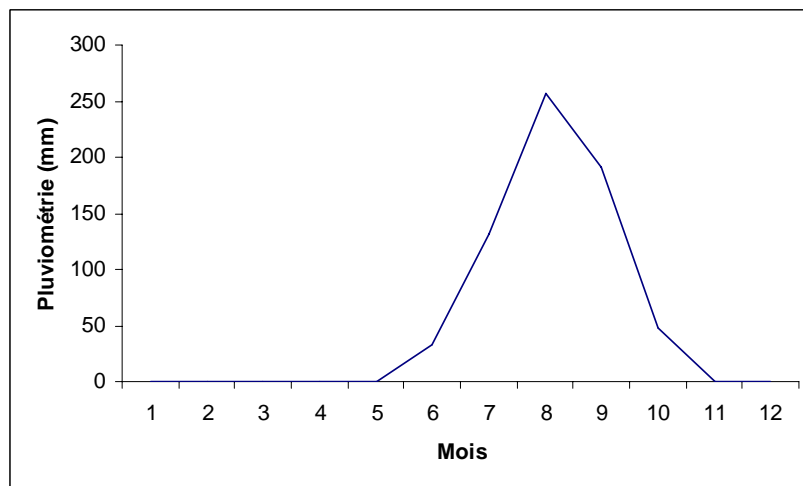


Figure 1.4 : Pluviométrie saisonnière moyenne (1990-2010) enregistrée à la station de Dielmo située à proximité des sites d'étude (Trape et al. 2013).

Protocole d'échantillonnage des peuplements de poissons

L'échantillonnage des peuplements de poissons de l'Aire Marine Protégée de Bamboung a été réalisé par des pêches expérimentales mettant en œuvre un engin de pêche unique manœuvré, suivant un protocole structuré, par une équipe de pêche permanente.

Stratification temporelle

Le plan d'échantillonnage temporel a tenu compte de l'existence de 3 grands saisons hydro-climatiques à l'échelle du Sine Saloum (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004). Trois campagnes ont été réalisées chaque année : en mars (fin de saison sèche fraîche), en juin (fin de saison sèche chaude) et en octobre (fin de saison humide). Entre 2003 et 2011, 27 campagnes ont été réalisées (Tab. 1.1).

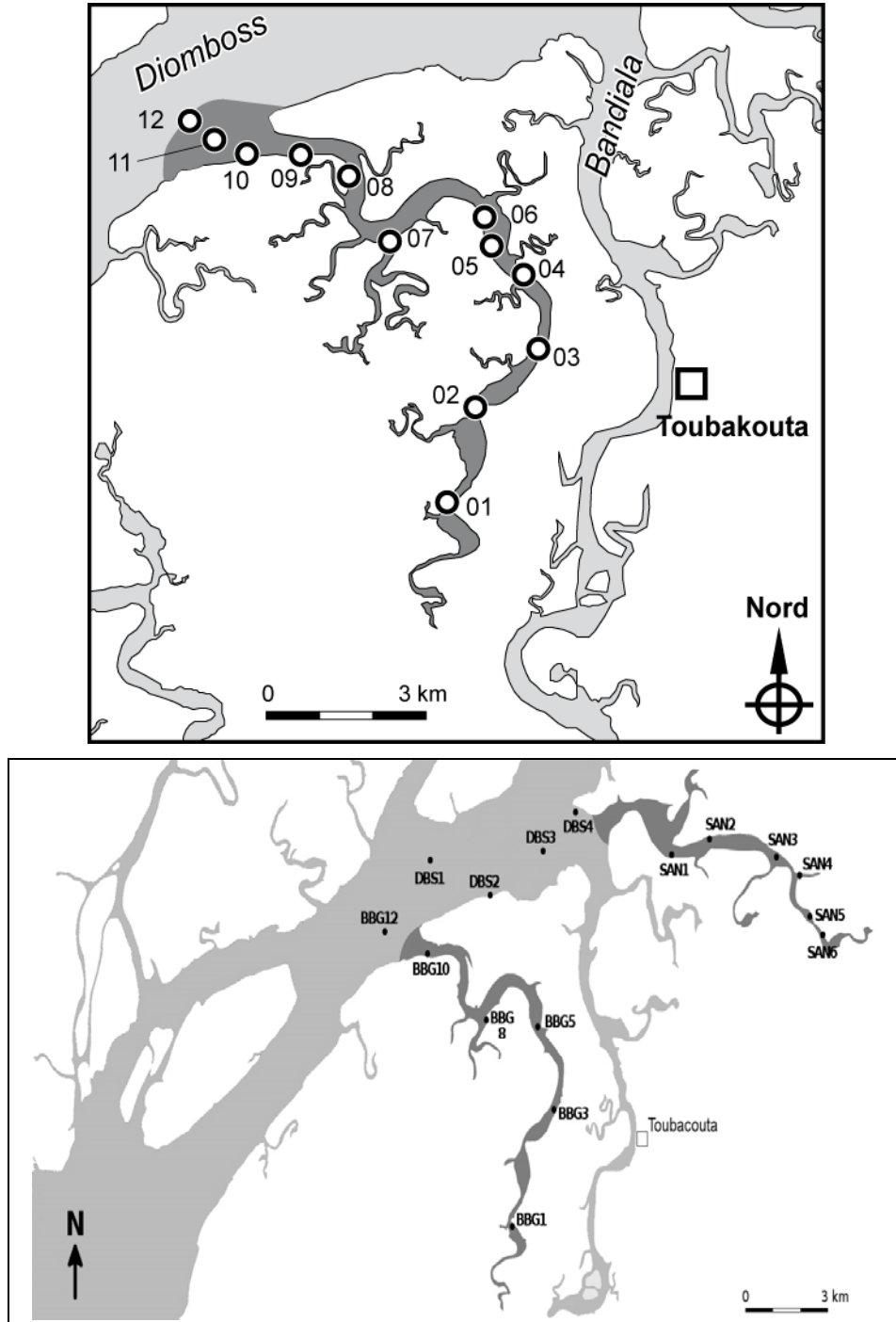
Tableau 1.1 : Liste des campagnes de pêches expérimentales réalisées pour suivre le peuplement de poissons du bolon de Bamboung, 2003-2011.

Campagne	Date de début	Date de fin	Nb stations
1	11/03/2003	12/03/2003	12
2	20/05/2003	22/05/2003	12
3	15/10/2003	16/10/2003	12
4	09/03/2004	10/03/2004	12
5	29/06/2004	30/06/2004	12
6	28/09/2004	29/09/2004	12
7	15/03/2005	16/03/2005	12
8	14/06/2005	15/06/2005	12
9	25/10/2005	26/10/2005	12
10	22/03/2006	23/03/2006	12
11	12/05/2006	13/05/2006	12
12	11/10/2006	12/10/2006	12
13	28/03/2007	29/03/2007	11
14	08/05/2007	09/05/2007	12
15	24/10/2007	25/10/2007	12
16	31/03/2008	02/04/2008	16
17	10/06/2008	12/06/2008	16
18	13/10/2008	15/10/2008	16
19	07/04/2009	09/04/2009	16
20	09/06/2009	11/06/2009	16
21	06/10/2009	08/10/2009	16
22	16/03/2010	18/03/2010	16
23	20/06/2010	22/06/2010	16
24	12/10/2010	14/10/2010	16
25	15/03/2011	17/03/2011	16
26	15/06/2011	17/06/2011	16
27	18/10/2011	20/10/2011	16

Stratification spatiale

Compte tenu de la dimension de l'aire protégée, une zonation écologique a été préalablement établie lors d'une mission effectuée en décembre 2002 (Albaret 2003). Sur la base de cette

étude préliminaire, douze stations d'échantillonnage représentant divers types de biotopes rencontrés dans le bolon de Bamboung ont été sélectionnées pour un suivi biologique dans la période allant de 2003 à 2007 (Albaret 2003 ; Albaret et al. 2005 ; Tito de Morais et al. 2007). Dix stations étaient situées à l'intérieur de l'AMP, une dans la zone de transition et la dernière à la limite extérieure de cette zone de transition (Fig. 1.5a).



A partir de 2008, un nouveau protocole d'échantillonnage a été mis en place pour comparer les peuplements de l'AMP à ceux de sites extérieurs à l'AMP (Fig. 1.5b). Pour optimiser le temps d'échantillonnage tenant compte des nouvelles stations des 2 autres sites d'étude, la stratification spatiale initiale a évolué de 12 stations à 6 (5 dans l'AMP et celle extérieure à la zone de transition). Un choix de 6 stations d'échantillonnage a été effectué suivant les critères de proximité, de richesse, d'effectif et de biomasse. Les stations BBG01, BBG03, BBG05, BBG08, BBG10 et BBG12 ont ainsi été retenues (Tab. 1.2 et Fig. 1.5b). La distance moyenne entre stations est de 2,5 km. La station BBG12 qui, dans le projet initial, était considérée dans l'étude de l'AMP (Albaret 2003 ; Albaret et al. 2005 ; Tito de Morais et al. 2007), est prise en compte à partir de 2008 comme une station du site du Diomboss.

Tableau 1.2 : Les stations d'échantillonnage sélectionnées dans le bolon de Bamboung (12), le Diomboss (5) et le bolon de Sangako (6), avec leurs coordonnées géographiques (en degrés, minutes et centième de minute) et la profondeur moyenne du coup de pêche (m).

Site	Station	Latitude	Longitude	Profondeur
Bamboung	BBG01	13°46,30 N	16°31,27 W	4,0
	BBG02	13°47,31 N	16°30,95 W	5,1
	BBG03	13°47,87 N	16°30,29 W	5,2
	BBG04	13°48,85 N	16°30,59 W	4,0
	BBG05	13°48,95 N	16°30,79 W	6,1
	BBG06	13°49,16 N	16°30,80 W	6,6
	BBG08	13°49,12 N	16°31,70 W	7,2
	BBG09	13°49,62 N	16°32,11 W	6,3
	BBG10	13°49,94 N	16°32,95 W	4,4
	BBG11	13°50,15 N	16°33,51 W	3,9
	BBG12	13°50,22 N	16°33,93 W	3,7
Diomboss	DBS01	13°50,56 N	16°33,15 W	9,8
	DBS02	13°50,37 N	16°32,00 W	7,5
	DBS03	13°51,17 N	16°31,24 W	6,9
	DBS04	13°51,34 N	16°29,40 W	5,1
Sangako	SAN01	13°51,10 N	16°27,59 W	5,5
	SAN02	13°51,20 N	16°26,54 W	3,7
	SAN03	13°51,18 N	16°26,20 W	2,9
	SAN04	13°50,55 N	16°25,20 W	3,2
	SAN05	13°50,25 N	16°25,07 W	3,0
	SAN06	13°50,06 N	16°24,48 W	2,4

Technique d'échantillonnage

Les pêches expérimentales sont réalisées à l'aide d'une senne tournante coulissante (longueur 250 m, hauteur 20 m, maille 14 mm) ; la surface couverte par cette senne est de 0,5 ha, comme, d'après Charles-Dominique (1989), la sélectivité d'un tel engin de pêche est de 50%, la relation entre biomasse par coup de pêche et biomasse à l'hectare est d'un facteur 4.

Cette méthode de pêche permet d'une part une bonne reproductibilité de l'échantillonnage dans des milieux très variés et d'autre part, une récolte de matériel biologique en bon état. Utilisée sans recherche de bancs de poissons, et avec, à chaque fois, la même équipe de pêcheurs et le même mode opératoire, la senne tournante coulissante permet de considérer un coup de pêche comme une unité d'effort stable, autorisant la comparaison directe entre les coups (Wessel et Winner 2003 ; Simier et al. 2004).

Données hydrologiques

Localisées précisément au moyen d'un GPS, la station de pêche et la station hydrologique qui lui est associée, sont aussi rapprochées l'une de l'autre que possible. Les relevés effectués en simultané avec la pêche sont : la profondeur (mesurée au moyen d'un sondeur à main et du sondeur du bord), la force et le sens du courant (estimé puis contrôlé au moyen d'un fluxmètre), la salinité (mesurée au réfractomètre de précision 1 unité de salinité), la teneur en oxygène, la conductivité, la température (mesurés à la sonde multiparamètre) et la transparence (ou turbidité) mesurée par la profondeur de disparition du disque de Secchi (diamètre 30 cm). Salinité, teneur en oxygène, conductivité et température sont mesurées en sub-surface et au fond.

Échantillons biologiques

Les échantillons récoltés ont été intégralement triés à l'espèce, comptés, pesés au gramme et un certain nombre d'individus par espèce sont mesurés au millimètre (longueur à la fourche pour les espèces à caudale fourchue, en croissant ou échancrée ; longueur totale pour les espèces à caudale arrondie, pointue ou tronquée ; largeur du disque pour les raies). Parmi ces individus mesurés, certains ont été sexés et leur stade de maturation sexuelle déterminée selon l'échelle d'Albaret et Legendre (1985, Tab. 1.3). Une description du contenu stomacal a souvent été effectuée, et les espèces groupées par catégories trophiques (Tab. 1.4). Les individus capturés étant tous de taille supérieure à 6-7 cm, tous les individus, y compris les formes juvéniles, sont considérés appartenant à la catégorie écologique ou trophique définie pour les formes adultes.

Tableau 1.3 : Echelle de maturation sexuelle (reprise d'Albaret et Legendre 1985). Les stades supérieurs à 5, indiscernables chez les mâles, ne concernent que les femelles.

Stade sexuel	Description
0	Individu immature
1	Individu au repos sexuel
2	Individu en début de maturation
3	Individu en maturation sexuelle
4	Individu en maturation avancée
5	Ponte, émission des produits génitaux
6	Individu ayant émis ses produits génitaux, post-ponte
6-2	Post-ponte et retour au repos saisonnier
6-3	Post-ponte et reprise de maturation
6-4	Post-ponte et retour au stade 4

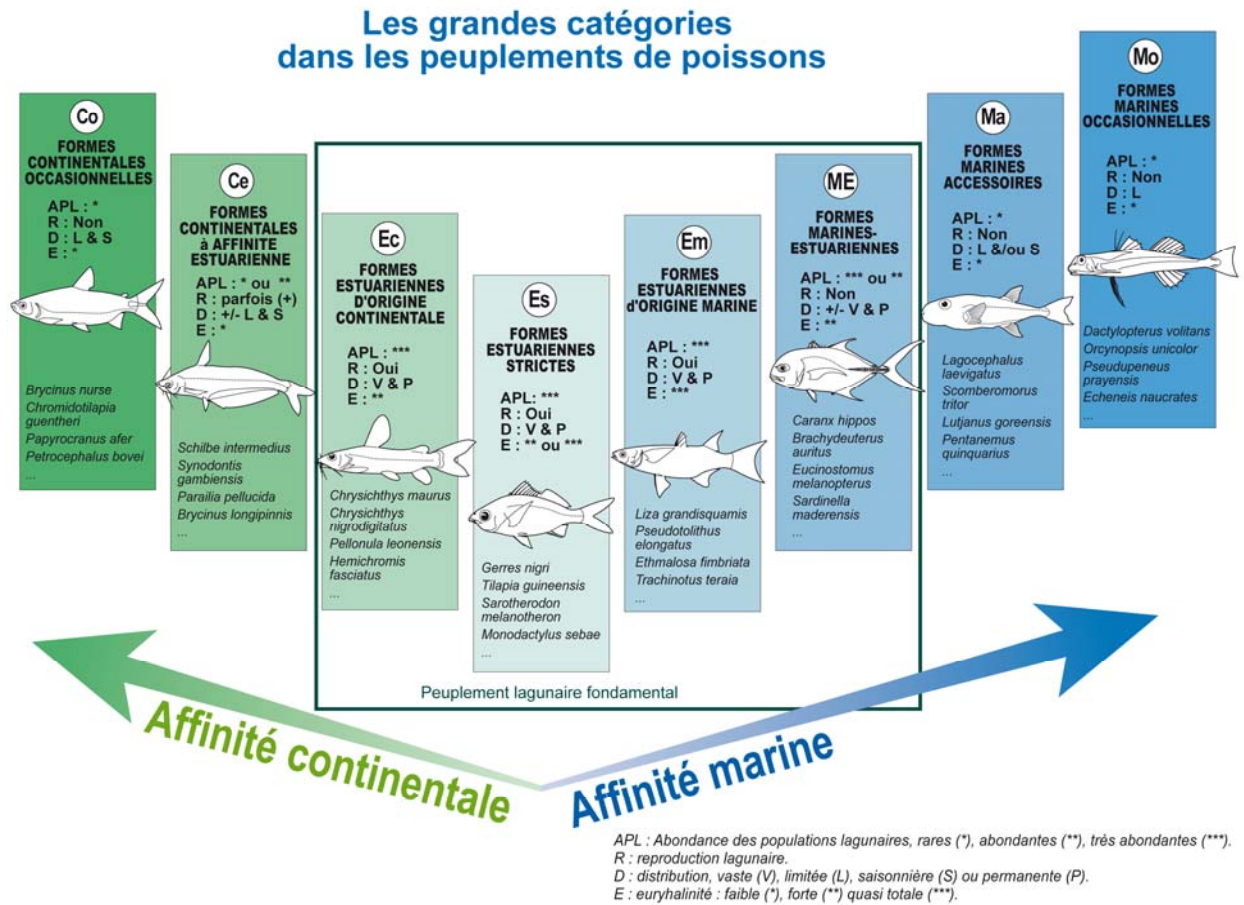


Figure 1.6 : Les grandes catégories écologiques dans les peuplements de poissons estuariens d’Afrique de l’Ouest (d’après Albaret 1999).

Tableau 1.4 : Les catégories trophiques des espèces identifiées.

Code	Description
he-de	Herbivore détritivore ou brouteur
he-ph	Herbivore à prédominance phytoplanctonophage ou microphytophage
om-ge	Omnivore généraliste
p1-zo	Prédateur de premier niveau à prédominance zooplanctonophage
p1-bt	Prédateur de premier niveau à prédominance benthophage (mollusques, vers)
p1-mc	Prédateur de premier niveau macrophage ou généraliste (crustacés, insectes)
p2-ge	Prédateur de deuxième niveau généraliste (poissons, crevettes, crabes)
p2-pi	Prédateur de deuxième niveau à prédominance piscivore

Les espèces capturées ont été classées dans des catégories écologiques qui, outre le degré d’euryhalinité des espèces, prennent en compte les caractéristiques de leur cycle bioécologique dans différents milieux estuariens d’Afrique de l’ouest (Fig. 1.6).

Protocole de l'acoustique

Commencées dès 2003, les missions d'échantillonnage acoustique sont réalisées simultanément avec celles des pêches expérimentales : 3 campagnes annuelles calées sur les périodes clés du cycle hydro climatique.

A partir de 2008, comme pour les pêches expérimentales, le protocole est élargi à d'autres sites dans la même zone afin d'obtenir des éléments de comparaison des peuplements de poissons observés au niveau de sites voisins. Le nouveau protocole couvre les trois sites constitués par le bolon Bamboung, une partie du Diomboss allant de l'entrée de l'aire marine protégée jusqu'à l'entrée du bolon de Sangako et enfin le bolon de Sangako.

Matériel acoustique

Le sondeur est un sondeur SIMRAD EY500, split-beam, 120 kHz, fixé sur une perche le long du bateau Diassanga (Sow et Guillard 2005b). La profondeur d'immersion du transducteur est de 0,50 m sous la surface. Les acquisitions acoustiques réalisées sont archivées en double sur CD. Le traitement et l'analyse des données sont faits à partir de logiciels conçus à cet effet : EP500 (Simrad 1994) puis SONAR5 (Balk et Lindem 2006). Les réglages acoustiques utilisés et les caractéristiques de l'équipement sont présentés dans le tableau 1.5.

Tableau 1.5 : Les réglages de l'enregistrement acoustique

Type de transducteur	SIMRAD EY 120-C
Gain SV transducteur	26,1 dB
Gain TS transducteur	26,1 dB
Coefficient d'absorption du son	38 dB/km
Durée d'impulsion	1,0 ms
TVG	20 et 40 log R
Puissance maximum	60 W
Angle du faisceau	7,1 x 7,2 degrés
Fréquence de l'émetteur	120 kHz

Protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage acoustique a été effectué suivant 3 protocoles complémentaires :

- des parcours d'enregistrement acoustique lors des déplacements entre les stations d'échantillonnage des pêches ; l'unité d'échantillonnage élémentaire correspond à une acquisition acoustique pendant 20 minutes, le bateau avançant à une vitesse constante d'environ 6 km.h⁻¹, soit une distance parcourue d'environ 2 000 m : trajets effectués dans le sens aval – amont ou dans le sens inverse et, si le temps le permettait, dans les deux sens.
- un point fixe de 30 mn à proximité de la station de pêche, simultanément à l'opération de pêche.
- des points fixes de nuit, du coucher du soleil à son levée, à chaque fois que les conditions le permettaient.

Les résultats obtenus (Behagle et al. soumis) sont un proxy de la biomasse moyenne (Simmonds et MacLennan 2005) exprimée en densité acoustique par unité de surface ou Sa (m². m⁻²) (MacLennan et al. 2002), appelée ici biomasse acoustique. Les valeurs de biomasse

acoustique obtenues par zone sont les moyennes arithmétiques des échantillons élémentaires, celles-ci étant considérées comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990 ; Guillard et Vergés 2007). Ces données de biomasse reflètent l'ensemble des détections acoustiques réalisées le long des parcours et intègrent aussi bien les cibles individuelles que les structures agrégatives. Les indices de réflexion acoustique individuels (« Target Strength » - TS) nécessitent une interprétation prudente, car ils dépendent de beaucoup de facteurs et en particulier du nombre de cibles individuelles détectées, des comportements individuels des poissons et de leur physiologie (Ona 1999).

Les seuils de détection pour l'extraction des TS ont été fixés à -60 dB, seuil établi en fonction de la loi générale de Love (1977) qui relie la TS à la taille du poisson et couramment utilisé quand les relations tailles – index de réflexion n'ont pas été établies pour les espèces étudiées (Emmrich et al. 2012). L'équation de Love (1977) nous a donc permis de classer les cibles rencontrées en trois catégories simplificatrices : petits, moyens et gros (Tab. 1.6) pour la reconnaissance des cibles individuels. Les critères utilisés pour l'extraction des cibles individuels sont les critères par défaut préconisés par le constructeur (SIMRAD, 1994). Le seuil d'analyse pour déterminer la densité acoustique S_a par échointégration a été fixé à -55 dB (Guillard 1998 ; Guillard et al. 2004).

Tableau 1.6 : Équivalence « décibel - classe de taille » d'après Love (1977). Les tailles en centimètres sont données à titre indicatif, car fonction de l'espèce

	« Petits »	« Moyens »	« Gros »
Classe de taille en cm	1 cm < taille ≤ 7-10 cm	7-10 cm < taille ≤ 20 cm	taille > 20 cm
Classe de taille en décibel	- 60 dB < TS ≤ -48 dB	-46 dB ≤ TS ≤ -40 dB	TS > -40 dB

Lors de certaines campagnes, des stations fixes de nuit ont été réalisées. Ce dernier type d'échantillonnage n'est pas inclus dans le protocole strict de suivi des peuplements (Guillard et al. 2004), mais ces stations fixes de nuit dans un bolon permettent d'acquérir de nombreuses données, au cours de cycles de marées, afin d'aborder la compréhension des mouvements migratoires des poissons en fonction du courant. Le but visé dans ces opérations est double :

- la position fixe sur une longue durée permet d'obtenir un plus grand nombre de mesures de réflexion (« Target Strength » - TS) (Simmonds et MacLennan 2005) qu'en parcours, parce que les poissons restent plus longtemps sous le faisceau du transducteur ; il est possible ainsi d'avoir un certain nombre de mesures sur le même poisson permettant un « tracking » de celui-ci et l'obtention d'une valeur moyenne de son TS. Pour un nombre d'échantillons suffisant, les histogrammes de ces valeurs de TS moyens représentent mieux les classes de tailles du peuplement dans la zone concernée que les TS individuels.
- ces acquisitions permettent aussi de suivre le déplacement aussi bien des cibles individuelles que des structures en banc par rapport aux mouvements de la marée et aussi de pouvoir mesurer l'évolution des biomasses détectées en fonction des rythmes de marées.

Chronogramme des suivis par échantillonnage acoustique.

Le chronogramme des opérations d'échantillonnage acoustique réalisées au cours des différentes campagnes de suivi du peuplement de poissons est présenté au tableau 1.7. Pour

5 campagnes, aucune opération n'a pu être réalisée ; pour d'autres, les opérations ont plus ou moins été complètement effectuées. La cause la plus régulière expliquant l'absence d'opérations est liée à l'alimentation électrique de l'appareillage. Tous les détails peuvent être retrouvés dans les différents rapports sur l'acoustique (Sow et Guillard 2005a, 2005b, 2009, 2010 ; Sow 2009).

Tableau 1.7 : Chronologie des campagnes d'échantillonnage acoustique

Campagne n°	BBG2	BBG3	BBG4	BBG5	BBG6	BBG9	BBG10	BBG11	BBG12	BBG14	BBG15
Période	05/2003	10/2003	03/2004	06/2004	09/2004	10/2005	03/2006	05/2006	10/2006	05/2007	10/2007
Saison	fin sèche	humide	sèche	fin sèche	humide	humide	sèche	fin sèche	humide	fin sèche	humide
Parcours aval-amont	non	oui	oui	oui	oui	oui	oui	non	oui	oui	oui
Parcours amont-aval	oui	oui	oui	oui	non	oui	oui	non	oui	oui	oui
Fixe nuit	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	non	oui	oui
Campagne n°	BBG16	BBG17	BBG18	BBG19	BBG20	BBG22	BBG23	BBG24	BBG25	BBG26	BBG27
Période	04/2008	06/2008	10/2008	04/2009	06/2009	03/2010	06/2010	10/2010	03/2011	06/2011	10/2011
Saison	sèche	fin sèche	humide	sèche	fin sèche	sèche	fin sèche	humide	sèche	fin sèche	humide
Parcours aval-amont	non	non	non	non	non	non	non	non	non	non	non
Parcours amont-aval	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui
Fixe nuit	non	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui

L'environnement hydroclimatique de l'Aire Marine Protégée de Bamboung de 2003 à 2011

SIMIER Monique

L'aire marine protégée communautaire du bolon de Bamboung est une zone de mangrove située en estuaire, sous double influence marine et continentale. C'est un affluent du Diomboss, l'un des trois bras principaux de l'estuaire du Sine Saloum, par lequel remontent avec la marée les masses d'eau salée (Fig. 1.1). Comme pour l'ensemble du Sine Saloum qui ne reçoit pour ainsi dire aucun apport fluvial, les entrées d'eau douce y sont essentiellement dues à la pluviométrie, mais ce bolon présente aussi la particularité de sources souterraines qui réduisent localement la salinité.

Dans le cadre du suivi de l'AMPc de Bamboung, les principaux paramètres environnementaux ayant une influence majeure sur la composition, la structure et la dynamique des peuplements de poissons estuariens ont été mesurés simultanément aux échantillonnages biologiques à la senne tournante. Ainsi chaque coup de pêche a été associé à une station environnementale, aussi proche que possible, où sont mesurés la profondeur de pêche (au moyen d'un sondeur à main et du sondeur du bord), la transparence (par la profondeur de disparition du disque de Secchi de diamètre 30 cm), la salinité (au réfractomètre de précision 1 unité de salinité), la teneur en oxygène, la conductivité, la température (à la sonde multiparamètres). Salinité, teneur en oxygène, conductivité et température sont mesurées en sub-surface et au fond. La force et le sens du courant (estimé puis contrôlé au moyen d'un fluxmètre) ne seront pas pris en considération ici.

L'objet de ce chapitre est de proposer une description générale des paramètres environnementaux mesurés dans l'AMP de Bamboung, afin d'en appréhender globalement son environnement hydro-climatique, et de mettre l'accent sur sa variabilité spatiale (gradient amont-aval et stratification verticale) et temporelle (variations saisonnières et évolution interannuelle).

Les données disponibles pour la période 2003-2011, incluant les 12 stations du protocole 2003-2007 (15 campagnes, Fig. 1.5a) et les 6 stations du protocole 2008-2011 (12 campagnes, Fig. 1.5b), correspondent à un total de 252 relevés environnementaux. Dans une première partie, nous présenterons les caractéristiques générales de l'environnement du bolon de Bamboung calculées à partir de ces 252 relevés. Puis une analyse en composantes principales (ACP) permettra une approche globale de la variabilité environnementale intra-AMP. Elle portera sur la période 2003-2011 et sur les 5 stations du protocole intra-AMP de la période 2008-2011, réappliqué aux campagnes effectuées entre 2003 et 2007, soit un total de 135 relevés. Enfin, une troisième partie mettra l'accent sur la variabilité saisonnière, interannuelle et spatiale de l'environnement à l'aide de représentations en boîtes à moustaches. Pour la variabilité saisonnière et interannuelle, nous utiliserons le même jeu de données que pour l'ACP, tandis que la variabilité spatiale utilisera les 12 stations échantillonnées pendant la période 2003-2007 (180 relevés) afin de donner une image plus fine du gradient amont-aval.

Caractéristiques générales de l'environnement du bolon de Bamboung

Les caractéristiques générales de l'environnement aquatique du bolon de Bamboung sont résumées dans le tableau 2.1 : profondeur (m), transparence (m), salinité de surface et de fond, température de surface et de fond (°C), pourcentage de saturation de l'oxygène en surface et au fond (en %), conductivité de surface et de fond (mS).

Tableau 2.1 : Les caractéristiques générales des variables environnementales du bolon de Bamboung pour la période 2003-2011 (252 relevés) : Moy, moyenne ; Ec.type, écart type ; CV, coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

	<i>Moy</i>	<i>Ec.type</i>	<i>C.V.</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>
Profondeur	5,64	2,27	0,40	1,7	11,5
Transparence	2,12	0,60	0,28	0,56	5,9
Salinité de surface	38,87	6,12	0,16	25	50
Salinité de fond	39,88	6,33	0,16	27	52
Température de surface	28,30	2,35	0,08	22,9	33
Température de fond	28,06	2,24	0,08	22,8	32
Oxygène de surface	73,35	12,36	0,17	41,1	116,1
Oxygène de fond	69,59	12,92	0,19	36,3	114
Conductivité de surface	55,32	7,01	0,13	36,6	70,3
Conductivité de fond	56,44	7,29	0,13	38,95	70,8

La **profondeur**, de l'ordre de 6 m en moyenne, ne dépasse pas 12 m. La **transparence** est remarquablement élevée, comparable aux valeurs observées dans le reste du Sine Saloum (2,1 m à 3,2 m, Simier et al. 2004) mais supérieure aux transparences mesurées dans la plupart des milieux lagunaires et estuariens d'Afrique de l'Ouest. A titre de comparaison, les valeurs extrêmes mesurées dans l'estuaire voisin de la Gambie vont de 0,1 m à 1,8 m avec une moyenne de 0,6 m (Albaret et al. 2004). La **salinité** n'est jamais inférieure à 25, pour des maximales de l'ordre de 50 et une moyenne autour de 39. Il s'agit donc d'un milieu légèrement sursalé par rapport à l'eau de mer, mais ne présentant pas les valeurs extrêmes observées dans certaines régions amont de l'estuaire du Sine Saloum où les salinités peuvent dépasser 100 à certaines périodes de l'année. La **température** varie de 23 à 33°C, pour une moyenne de 28°C. Le pourcentage de saturation en oxygène est généralement élevé, de l'ordre de 70%. Enfin la conductivité moyenne est celle de l'eau de mer (56 mS).

Pour les paramètres mesurés en surface et au fond (salinité, température, oxygène et conductivité), les différences sont toujours minimales, ce qui traduit une absence de stratification verticale marquée du milieu, peu surprenante étant donné la faible profondeur.

Analyse globale de l'environnement du bolon de Bamboung

Afin d'appréhender globalement le fonctionnement environnemental du bolon de Bamboung, une **Analyse en Composantes Principales** normées (ACPn) a été réalisée sur la période 2003-2011 : plan d'échantillonnage à 5 stations intra-AMP de la période 2008-2011, réappliqué aux campagnes effectuées entre 2003 et 2007 pour comparer de façon équilibrée les années entre elles, soit un total de 135 relevés.

Les variables oxygène et conductivité (en surface comme au fond) étant manquantes pour la campagne d'octobre 2008, les valeurs ont été remplacées par la moyenne des relevés par station pour la saison humide (septembre-octobre) afin de ne pas exclure cette campagne de l'analyse.

L'analyse porte donc sur un tableau rectangulaire à 10 colonnes (les 10 variables environnementales décrites dans le tableau 2.1) et 135 lignes : 9 années, 3 saisons, 5 stations couvrant l'ensemble de l'AMP depuis l'amont (BBG01) jusqu'à l'aval (BBG10), à l'exclusion de la zone périphérique (BBG12). Afin de s'affranchir des différences d'unités, les 10 variables sont normées (centrées et réduites).

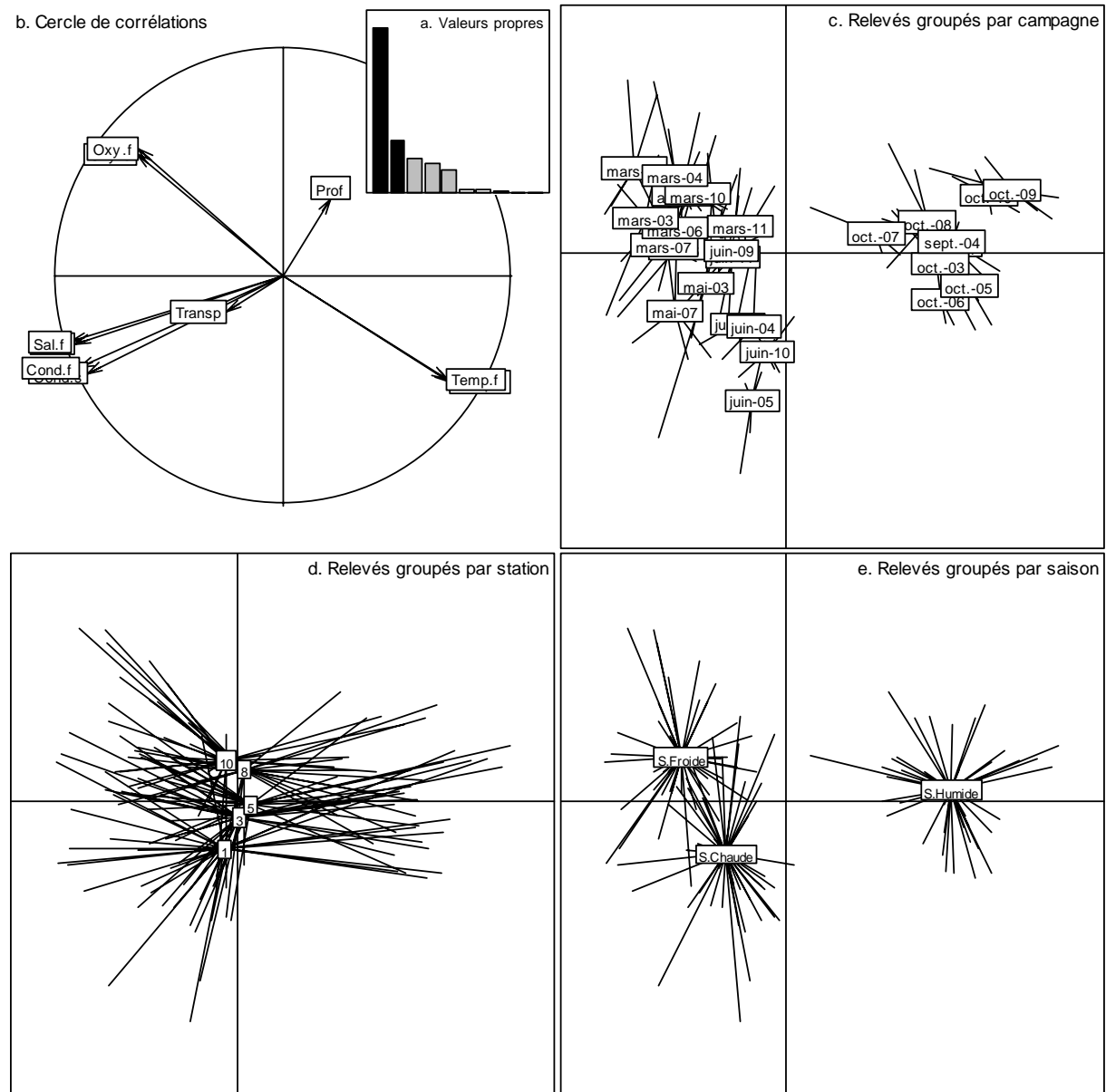


Figure 2.1 : Analyse en composantes principales normée des variables environnementales du bolon de Bamboung pour 5 stations sur la période 2003-2011 (135 relevés). a : Histogramme des valeurs propres. b : Cercle de corrélation des variables sur le plan factoriel défini par les axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). c : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par campagne. d : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par station. e : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par saison.

Le premier plan factoriel résume 68,5% de l'information contenue dans le tableau de données (Fig. 2.1a). Le cercle de corrélations (Fig. 2.1b) met en évidence les fortes corrélations existantes entre les valeurs de surface et de fond pour la salinité, la température, l'oxygène et la conductivité, confirmant **l'absence de stratification verticale du milieu**. Il montre aussi la bonne corrélation entre les variables salinité, conductivité et transparence. Les variables profondeur et transparence sont mal représentées sur ce plan. L'axe 1 (horizontal), qui représente à lui seul 51,9% de l'information, met en opposition la température contre l'oxygène, la salinité, la conductivité et la transparence. L'axe 2 (16,6%) correspond à un gradient de profondeur, mais il permet aussi de séparer l'oxygène de la salinité et de la transparence.

L'axe 1 présente un caractère essentiellement saisonnier (Fig. 2.1e), opposant la saison humide, caractérisée par des températures de l'eau maximales et des salinités, conductivités, transparences et pourcentages de saturation en oxygène minimaux, à la saison sèche caractérisée par des plus faibles températures et des valeurs de salinité, conductivité, transparence et teneur en oxygène dissous maximales.

L'axe 2 exprime un gradient spatial amont-aval (Fig. 2.1d), les stations d'aval étant plus profondes et mieux oxygénées que celles de l'amont. Cet axe sépare également la saison sèche froide de la saison sèche chaude (Fig. 2.1e).

La représentation des points moyens par campagne (Fig. 2.1c) permet de préciser la variabilité saisonnière décrite plus haut ; les campagnes d'octobre et de septembre (saison humide) sont situées sur la droite de l'axe 1, sans distinction entre octobre et septembre. En revanche, pour la saison sèche, on observe un gradient sur l'axe 2, lié à l'augmentation de température et à la diminution de l'oxygène dissous entre les campagnes de mars-avril (saison sèche froide), mai-juin (saison sèche chaude). La position intermédiaire du mois de mai apparaît clairement ; cependant les mois de juin 2009 et 2011 présentent des caractéristiques environnementales qui tendent à le rapprocher de la saison froide.

Variabilité saisonnière, interannuelle et spatiale de l'environnement du bolon de Bambang

Afin de préciser la variabilité saisonnière, interannuelle et spatiale de l'environnement du bolon de Bambang, des représentations en boîtes à moustaches sont utilisées. Elles portent sur la période 2003-2011 (5 stations intra-AMP, 9 années et 3 saisons), sauf pour la variabilité spatiale où l'ensemble des 12 stations échantillonnées sur la période 2003-2007 est présenté. En raison de la très forte corrélation mise en évidence entre les valeurs de surface et de fond, seules les valeurs de surface sont présentées ici. Ces représentations sont complétées par des tests t appariés utilisant la méthode de correction de Holm pour les tests multiples.

Variabilité saisonnière

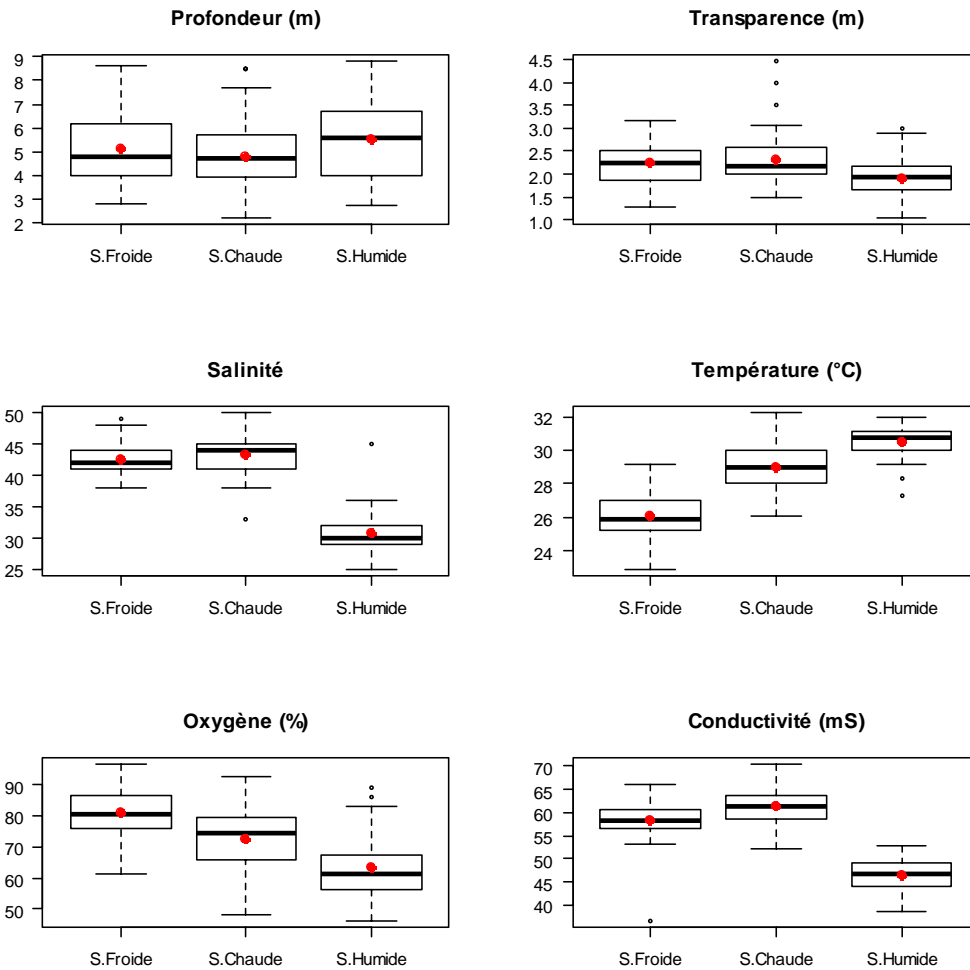


Figure 2.2 : Variabilité saisonnière des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2011 (5 stations intra-AMP). Pour la salinité, la température, l'oxygène et la conductivité, seules les valeurs de surface sont présentées. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur.

La **transparence** présente une variabilité saisonnière significative, bien que masquée sur la représentation graphique par quelques valeurs extrêmes mesurées en saison chaude : la transparence est significativement moindre en saison humide qu'en saison sèche, qu'elle soit froide ou chaude (Fig. 2.2). La **salinité** présente un schéma saisonnier très marqué et des différences significatives entre la saison sèche (entre 40 et 45), et la saison humide (entre 28 et 32), en raison des pluies qui entraînent une dilution du milieu à cette saison. La **conductivité** fonctionne selon le même schéma. La **température**, quant à elle, augmente progressivement et significativement entre la saison sèche froide (22 à 26°C), la saison sèche chaude (28 à 30°C) et la saison humide (30 à 32°C). L'**oxygène** présente un schéma inverse de la température, avec une diminution significative en passant de la saison sèche froide, à la saison sèche chaude, puis à la saison humide. La **profondeur** ne présente pas de variabilité saisonnière.

Variabilité interannuelle

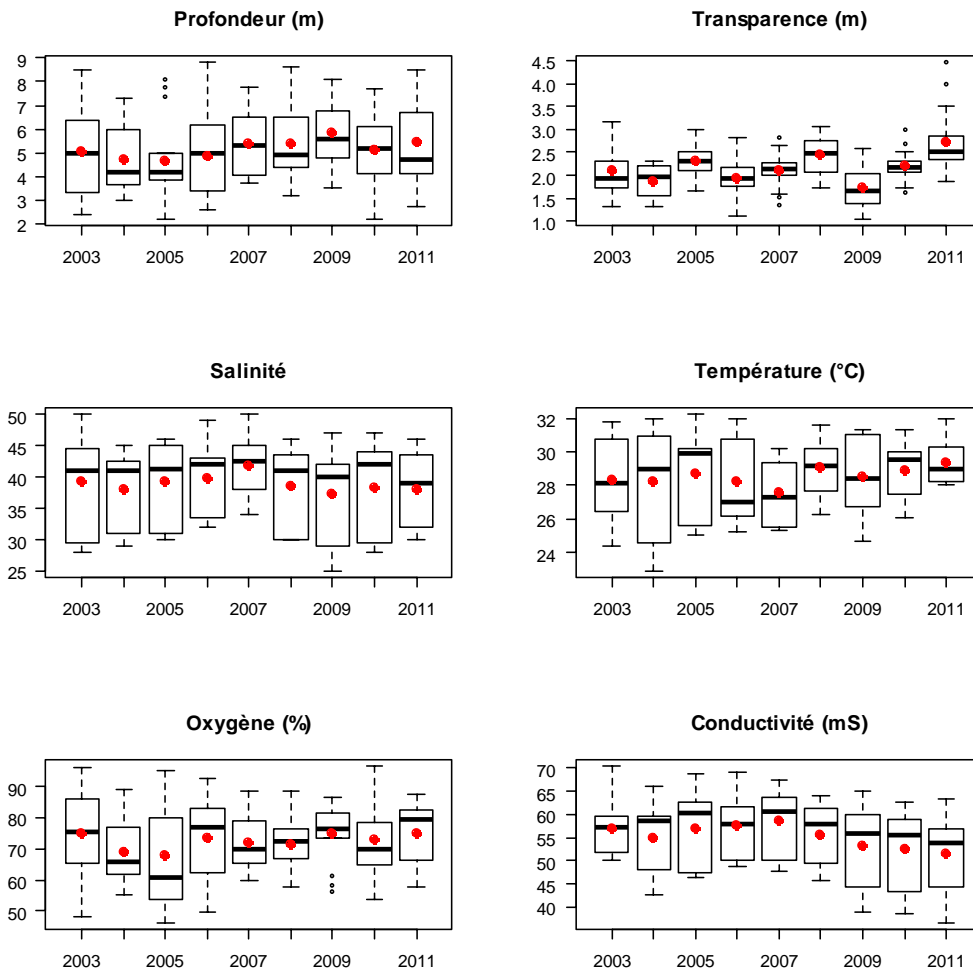


Figure 2.3 : Variabilité interannuelle des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2011 (5 stations intra-AMP). Pour la salinité, la température, l'oxygène et la conductivité, seules les valeurs de surface sont présentées. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur.

La **transparence** présente des différences significatives entre 2008 et 2009 et entre l'année 2011 et la plupart des autres années (à l'exception de 2005 et 2008). Les années 2005, 2008 et 2011 présentent les plus fortes transparences et 2009, la plus faible. Aucune autre variable de l'environnement ne présente de variabilité interannuelle significative, bien que des fluctuations d'une année sur l'autre soient observées (Fig. 2.3).

Variabilité spatiale

La profondeur est la seule variable qui présente des différences significatives entre stations. La station 12, située dans le Diomboss, présente une **profondeur** médiane de 9,5 m, significativement supérieure à toutes les autres. Dans le reste du bolon, la profondeur varie entre 3 à 4 m en amont (stations 1 à 4) et en aval (stations 9 à 11), et 6 à 8 m dans la partie médiane (stations 5 à 8, Fig. 2.4). La **transparence** est homogène dans l'ensemble du bolon, avec une médiane autour de 2 m. Sa variabilité en revanche est plus marquée dans la partie aval. La **salinité** présente un gradient régulier amont-aval d'une amplitude de 6 (45 en station 1, 39 en station 12). Sa variabilité, à l'inverse de la transparence, est moindre dans

l'aval du bolon. La **conductivité** présente le même schéma. Les variations spatiales de **température**, bien que de faible amplitude, décrivent également un gradient amont-aval, les valeurs les plus élevées étant observées en amont (médiane=30,2°C) et les plus basses à l'embouchure du bolon (médiane=27,5°C). Le pourcentage de saturation en **oxygène** présente un schéma inverse : il croit de 67% en amont à plus de 80% en aval. Ces résultats mettent en évidence le mauvais mélange des eaux à l'intérieur du bolon, avec une zone confinée, plus salée, plus chaude et moins bien oxygénée en amont, et une zone sous influence marine, moins salée, plus froide et mieux oxygénée en aval. Ils montrent également la forte variabilité temporelle des différents paramètres étudiés. Les résultats de l'ACP présentés plus haut permettent de hiérarchiser ces différentes sources de variations : la variabilité saisonnière surpasse largement la variabilité spatiale et la variabilité interannuelle est négligeable.

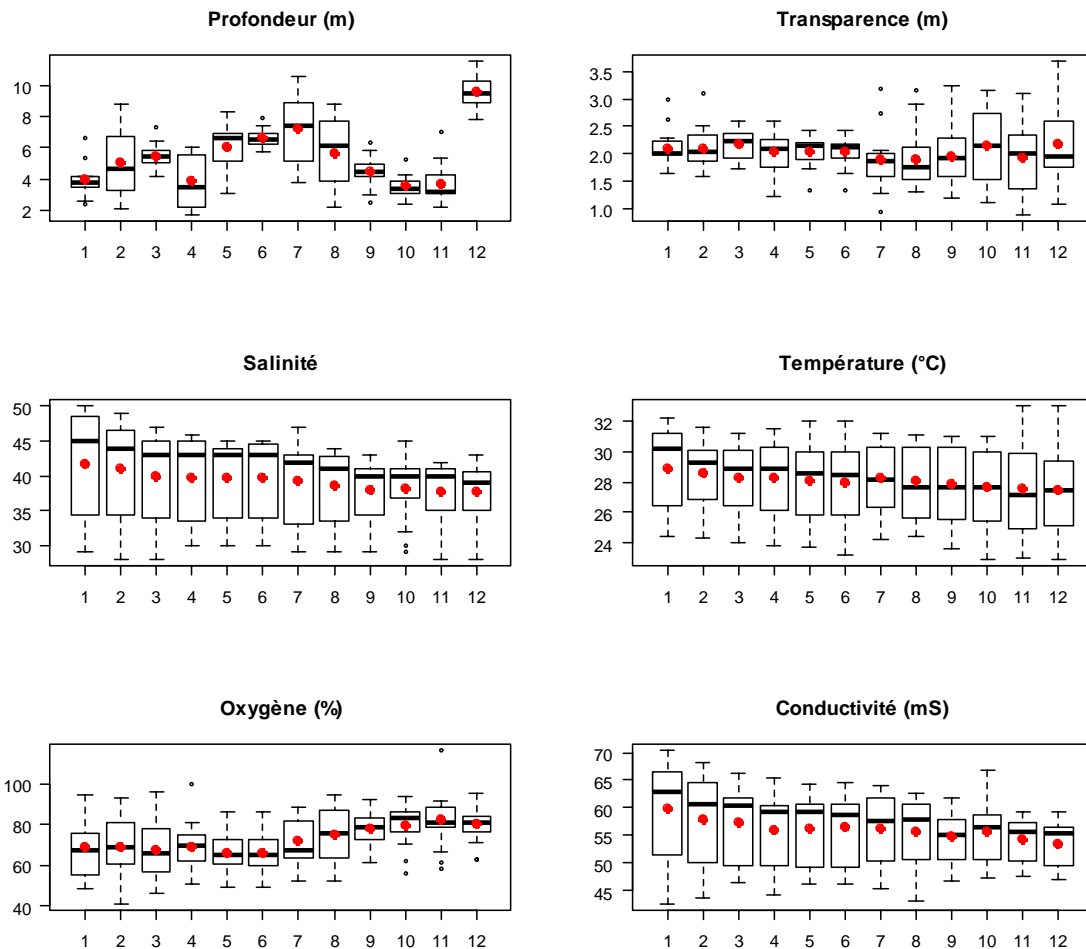


Figure 2.4 : Variabilité spatiale des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2007 (12 stations). Pour la salinité, la température, l'oxygène et la conductivité, seules les valeurs de surface sont présentées. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur.

Conclusion

Le fonctionnement du bolon de Bamboung est typique de l'estuaire du Sine Saloum, dans sa partie non sursalée, tel qu'il a été décrit par Diouf (1996), Simier et al. (2004) et Ecoutin et al.

(2010). La masse d'eau du bolon de Bamboung peut être considérée comme **très homogène verticalement**, avec une absence de stratification mise en évidence par de très fortes corrélations entre les valeurs des paramètres mesurés en sub-surface et au fond. Elle est aussi **relativement homogène horizontalement** avec un gradient amont-aval modéré, décroissant pour la salinité (de 45 à 39), la conductivité, et la température (de 30,2 à 27,5) et croissant pour l'oxygène (de 67% à 80%). **Aucune évolution interannuelle** de l'environnement n'a été mise en évidence, le seul phénomène notable étant des valeurs de transparence particulièrement basses en 2009 et élevées en 2005, 2008 et 2011. **Le principal facteur de variations est saisonnier**, avec une opposition marquée entre la saison humide (octobre), caractérisée par les salinités les plus basses (autour de 30) en raison de la pluviométrie importante (Fig. 1.4) et des températures maximales (30 à 32°C), et la saison sèche, caractérisée par des salinités plus fortes (40 à 45) et des températures minimales en mars (22 à 26°C) qui augmentent en mai-juin (28 à 30°C). L'oxygène est inversement corrélé à la température : il diminue progressivement de mars à octobre mais ne constitue à aucun moment un facteur limitant pour les peuplements de poissons du bolon de Bamboung. Enfin, en saison sèche, les eaux sont plus transparentes qu'en saison humide.

Ce qu'il faut retenir :

Le bolon de Bamboung est caractérisé par une forte homogénéité de sa masse d'eau ; cela s'explique en partie par la faible taille du bolon, environ 300 ha, et sa faible profondeur, de l'ordre de 6 m. En revanche, il existe une forte variabilité saisonnière des autres paramètres caractérisant l'environnement aquatique du bolon et décrivant ainsi les 3 grandes saisons hydro-climatiques observées au niveau de l'estuaire du Sine Saloum :

- **La saison sèche et froide est caractérisée par une salinité de l'ordre de 42, qui est supérieure à celle de la mer, par une température de l'eau (22 à 26°C) plus basse au regard des 2 autres saisons, par une transparence relativement importante pour un site estuarien (2,3 m) et par une oxygénation des eaux relativement forte (>75%).**
- **La saison sèche et chaude présente des caractéristiques proches de la saison précédente à l'exception de la température de l'eau qui augmente (29°C).**
- **Enfin la saison chaude humide, située en fin de saison des pluies se différencie des 2 autres saisons par une salinité inférieure à celle de la mer, de l'ordre de 31, par une température forte (>30°C), par une transparence plus faible (<2 m) et par un taux d'oxygénation plus réduit (<65%).**

Inventaire faunistique de l'Aire Marine Protégée de Bamboung : guildes fonctionnelles (écologique et trophique).

SIMIER Monique

Le suivi biologique du bolon de Bamboung par pêches d'échantillonnage à la senne tournante coulissante a duré de 2003 à 2011. Il a eu lieu chaque année aux trois grandes saisons hydro-climatiques et a permis de réaliser un inventaire faunistique essentiellement centré sur l'ichtyofaune. Sans être exhaustive, la liste d'espèces obtenue peut être considérée comme représentative du bolon de Bamboung. Nous présenterons ici cet inventaire, tant en termes d'ichtyofaune que des quelques espèces associées (crustacés, mollusques). Nous rappellerons ensuite les deux guildes fonctionnelles utilisées pour les analyses du peuplement : guildes bio-écologique et guildes trophique. La nature du peuplement en termes de nombre d'espèces, d'effectifs et de biomasse sera ensuite décrite sur la base de ces deux guildes.

Inventaire faunistique

Au total, 95 taxons ont été décrits dans le bolon de Bamboung sur l'ensemble de la période d'étude. Ils sont identifiés au niveau de l'espèce pour la plupart, et du genre pour 4 d'entre eux.

Dix taxons correspondant à des crustacés et des mollusques sont recensés pour mémoire dans le tableau 3.1 mais, ne constituant pas l'objet de cette étude, ils ne seront pas pris en compte dans la suite de ce document. Deux crustacés, la crevette pénéide *Penaeus notialis* et des crabes du genre *Callinectes* ont figuré régulièrement dans les captures de la senne tournante. Parmi les mollusques, la seiche *Sepia sp.* a été régulièrement observée, tandis que des gastéropodes comme le yeet (*Cymbium sp.*) et le *Murex sp.* ont été occasionnellement capturés.

Tableau 3.1 : Liste des 10 espèces/genres de mollusques et crustacés capturés dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.

Ordre	Famille	Genre espèce	Code
Decapoda	Penaeidae	<i>Penaeus notialis</i>	PDU
	Portunidae	<i>Callinectes amnicola</i>	CAA
		<i>Callinectes spp.</i>	CAL
		<i>Portunus validus</i>	PVA
Neogasteropoda	Xanthidae	<i>Panopeus africanus</i>	PAF
	Melongenidae	<i>Pugilina morio</i>	PUM
	Muricidae	<i>Murex cornutus</i>	MCO
		<i>Murex duplex</i>	MDU
	Volutidae	<i>Cymbium sp.</i>	CMB
Sepiida	Sepiidae	<i>Sepia sp.</i>	SEP

Tableau 3.2 : Les 85 espèces de poissons capturées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.

Ordre	Famille	Genre espèce	Code	Cat. Écol.	Cat. Troph.
Albuliformes	Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	AVU	Mo	p1-bt
Aulopiformes	Synodontidae	<i>Trachinocephalus myops</i>	TMY	Mo	p2-pi
Batrachoidiformes	Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma	p2-ge
Beloniformes	Belonidae	<i>Ablennes hians</i>	AHI	Mo	p2-pi
		<i>Strongylura senegalensis</i>	BES	Em	p2-pi
		<i>Tylosurus crocodilus</i>	TCR	Mo	p2-pi
	Exocoetidae	<i>Fodiator acutus</i>	FAC	Ma	p1-mc
	Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	HBR	Em	p2-ge
Carcharhiniformes	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus leucas</i>	CLC	Mo	p2-pi
Clupéiformes	Clupeidae	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em	he-ph
		<i>Sardinella aurita</i>	SAU	Ma	p1-zo
		<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	ME	p1-zo
	Pristigasteridae	<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em	p1-zo
Elopiformes	Elopidae	<i>Elops lacerta</i>	ELA	ME	p2-pi
		<i>Elops senegalensis</i>	ELS	Ma	p2-pi
Perciformes	Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	AMO	Mo	om-ge
	Blenniidae	<i>Hypoleurochilus langi</i>	HLA	Es	p1-bt
	Carangidae	<i>Alectis alexandrinus</i>	SAL	Mo	p1-mc
		<i>Caranx hippos</i>	CHI	ME	p2-ge
		<i>Caranx rhonchus</i>	CRH	Mo	p1-bt
		<i>Caranx senegallus</i>	CAS	ME	p2-ge
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	ME	p1-mc
		<i>Hemicaranx bicolor</i>	AAM	Mo	p2-ge
		<i>Lichia amia</i>	LIA	Ma	p2-ge
		<i>Trachinotus ovatus</i>	LGL	Ma	p2-ge
		<i>Trachinotus teraia</i>	TFA	Em	p1-bt
		Chaetodontidae	<i>Chaetodon hoefleri</i>	CHO	Mo
	Cichlidae	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	Es	he-ph
		<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	Es	he-de
	Drepaneidae	<i>Drepane africana</i>	DAF	ME	p1-mc
	Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	ENA	Mo	p1-zo
		<i>Remora remora</i>	RRE	Mo	p1-mc
	Ephippidae	<i>Chaetodipterus lippei</i>	CLI	Ma	p1-mc
		<i>Ephippus goreensis</i>	CHG	Mo	p1-mc
	Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	ME	p1-mc
<i>Gerres nigri</i>		GNI	Es	p1-mc	
Gobiidae	<i>Awaous lateristriga</i>	GGU	Es	p1-bt	
Haemulidae	<i>Brachydeuterus auritus</i>	BAU	ME	p1-mc	
	<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	PLM	Em	p2-ge	
	<i>Pomadasys incisus</i>	PIN	Ma	p1-bt	
	<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	Em	p1-bt	
	<i>Pomadasys perotaei</i>	PPE	Em	p1-bt	
Lutjanidae	<i>Lutjanus dentatus</i>	LUD	Mo	p2-pi	

		<i>Lutjanus gorensis</i>	LGO	Ma	p2-pi
	Monodactylidae	<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	Es	p2-ge
	Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	DPU	Mo	p2-ge
	Mugilidae	<i>Liza dumerili</i>	LDU	Em	he-de
		<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	he-de
		<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	Em	he-de
		<i>Mugil bananensis</i>	MBA	ME	he-de
		<i>Mugil cephalus</i>	MCE	ME	he-de
		<i>Mugil curema</i>	MCU	Em	he-de
	Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	p2-ge
		<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	ME	p2-pi
	Scaridae	<i>Scarus hoefleri</i>	SHO	Mo	he-de
	Sciaenidae	<i>Argyrosomus regius</i>	ARE	Mo	p2-pi
		<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	Em	p2-ge
		<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	PSN	Ma	p2-ge
		<i>Pseudotolithus senegallus</i>	PBR	ME	p2-ge
		<i>Pseudotolithus typus</i>	PTY	ME	p2-ge
	Scombridae	<i>Orcynopsis unicolor</i>	OUN	Mo	p2-pi
		<i>Scomberomorus tritor</i>	CTR	Ma	p2-pi
	Serranidae	<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME	p2-pi
		<i>Serranus cabrilla</i>	SEC	Mo	p2-ge
	Sparidae	<i>Diplodus bellottii</i>	DBE	Mo	p1-bt
	Sphyraenidae	<i>Sphyraena afra</i>	SPI	ME	p2-pi
		<i>Sphyraena guachancho</i>	SGU	ME	p2-pi
	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	ME	p2-pi
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Cynoglossus monodi</i>	CYM	Mo	p1-bt
		<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	p1-bt
	Paralichthyidae	<i>Citharichthys stampflii</i>	CST	Em	p2-ge
	Soleidae	<i>Synaptura lusitanica</i>	SLU	Ma	p1-bt
Rajiformes	Dasyatidae	<i>Dasyatis margarita</i>	DMA	Em	p1-bt
		<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	p1-bt
	Myliobatidae	<i>Pteromylaeus bovinus</i>	PTB	Mo	p2-ge
		<i>Rhinoptera marginata</i>	RMA	Mo	p1-bt
Siluriformes	Ariidae	<i>Arius heudelotii</i>	AHE	ME	p2-ge
		<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME	p2-ge
		<i>Arius parkii</i>	ARP	ME	p2-ge
Syngnathiformes	Syngnathidae	<i>Hippocampus algiricus</i>	HPU	Ma	p1-bt
		<i>Syngnathus pelagicus</i>	SPE	Ma	p1-bt
Tétraodontiformes	Tetraodontidae	<i>Ephippion guttifer</i>	EGU	ME	p1-bt
		<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LLA	Ma	p2-ge
		<i>Sphoeroides spengleri</i>	SSP	Mo	p1-bt
Torpédiniformes	Torpedinidae	<i>Torpedo sp.</i>	TOR	Mo	p2-ge

Les poissons, quant à eux, sont représentés par 85 espèces, appartenant à 42 familles, dont 20 familles monospécifiques (Tab. 3.2). La famille la mieux représentée en termes de richesse spécifique est celle des Carangidae avec 9 espèces ; viennent ensuite les Mugilidae (6), les Haemulidae (5) et les Sciaenidae (5). Parmi les autres familles importantes à Bamboung, on citera également les Belonidae, les Clupeidae, les Ariidae et les Tetraodontidae, chacune représentée par 3 espèces. On notera en fin de tableau *Torpedo sp.* observée une seule fois et dont l'espèce n'a pu être identifiée.

Avec ses 85 espèces, le bolon de Bamboung peut être considéré comme un milieu à forte richesse spécifique, au regard des 114 espèces recensées par Diouf (1996) à l'échelle de l'ensemble du Sine Saloum. Six des espèces observées lors de la présente étude dans l'AMP de Bamboung n'avaient pas été recensées précédemment à l'échelle du Sine Saloum par Diouf (1996), Simier et al. (2004) et Ecoutin et al. (2010). Nous les évoquerons plus bas à propos de la nature des peuplements.

Une espèce de poisson ne figurant pas dans les captures des pêches d'échantillonnage est néanmoins présente dans le bolon de Bamboung. Il s'agit du périophtalme, *Periopthalmus barbarus*, observé sur les bancs de vase et les racines de palétuvier.

Enfin, souvent, lors des échantillonnages du peuplement, des bancs de *Tursiops spp.* sont observés dans le bolon comme à l'extérieur.

Un groupe d'une vingtaine d'espèces peut être considéré comme constituant la base permanente du peuplement du bolon de Bamboung. On y trouve des éléments réguliers et souvent dominants dans les milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'ouest. Parmi ceux-ci, les deux Clupeidae *Sardinella maderensis* et *Ethmalosa fimbriata* représentent à eux seuls plus de 80% de l'abondance et un tiers de la biomasse totale. Les deux Gerreidae (*Gerres nigri* et *Eucinostomus melanopterus*), sans être particulièrement abondants, sont les espèces les plus régulièrement observées à Bamboung. On notera également des Mugilidae (*Liza dumerili*, *Liza falcipinnis*, *Liza grandisquamis*, *Mugil curema*), des Ariidae (*Arius parkii* et *Arius latiscutatus* qui représentent près d'un tiers de la biomasse), des Haemulidae comme *Pomadasys perotaei*, l'Elopidae *Elops lacerta*, le Lutjanidae *L. goreensis*... S'y ajoutent enfin des espèces dont la présence permanente peut être considérée comme plus représentative de ce type de biotope (bolon de taille moyenne modérément sursalé en zone de mangrove) tels *Monodactylus sebae*, *Ephippion guttifer*, *Tilapia guineensis*, *Batrachoides liberiensis*, *Plectorhinchus macrolepis*...

Guildes fonctionnelles

Les espèces capturées ont été classées par catégories trophiques (Tab. 3.3). Elles sont aussi groupées dans des catégories écologiques (Albaret 1999), qui, outre le degré d'euryhalinité des espèces, prennent en compte les caractéristiques de leur cycle bioécologique dans différents milieux estuariens d'Afrique de l'ouest (Fig. 3.1). Les individus capturés étant tous de taille supérieure à 6-7 cm, bien que très souvent de forme juvénile, on les considérera comme appartenant à la catégorie écologique ou trophique définie pour les formes adultes.

Tableau 3.3 : Catégories trophiques des espèces capturées dans l'AMP de Bamboung de 2003 à 2011.

Code	Description
he-de	Herbivore détritivore ou brouteur
he-ph	Herbivore à prédominance phytoplanctonophage ou microphytophage
om-ge	Omnivore généraliste
p1-zo	Prédateur de premier niveau à prédominance zooplanctonophage
p1-bt	Prédateur de premier niveau à prédominance benthophage (mollusques, vers)
p1-mc	Prédateur de premier niveau macrophage ou généraliste (crustacés, insectes)
p2-ge	Prédateur de deuxième niveau généraliste (poissons, crevettes, crabes)
p2-pi	Prédateur de deuxième niveau à prédominance piscivore

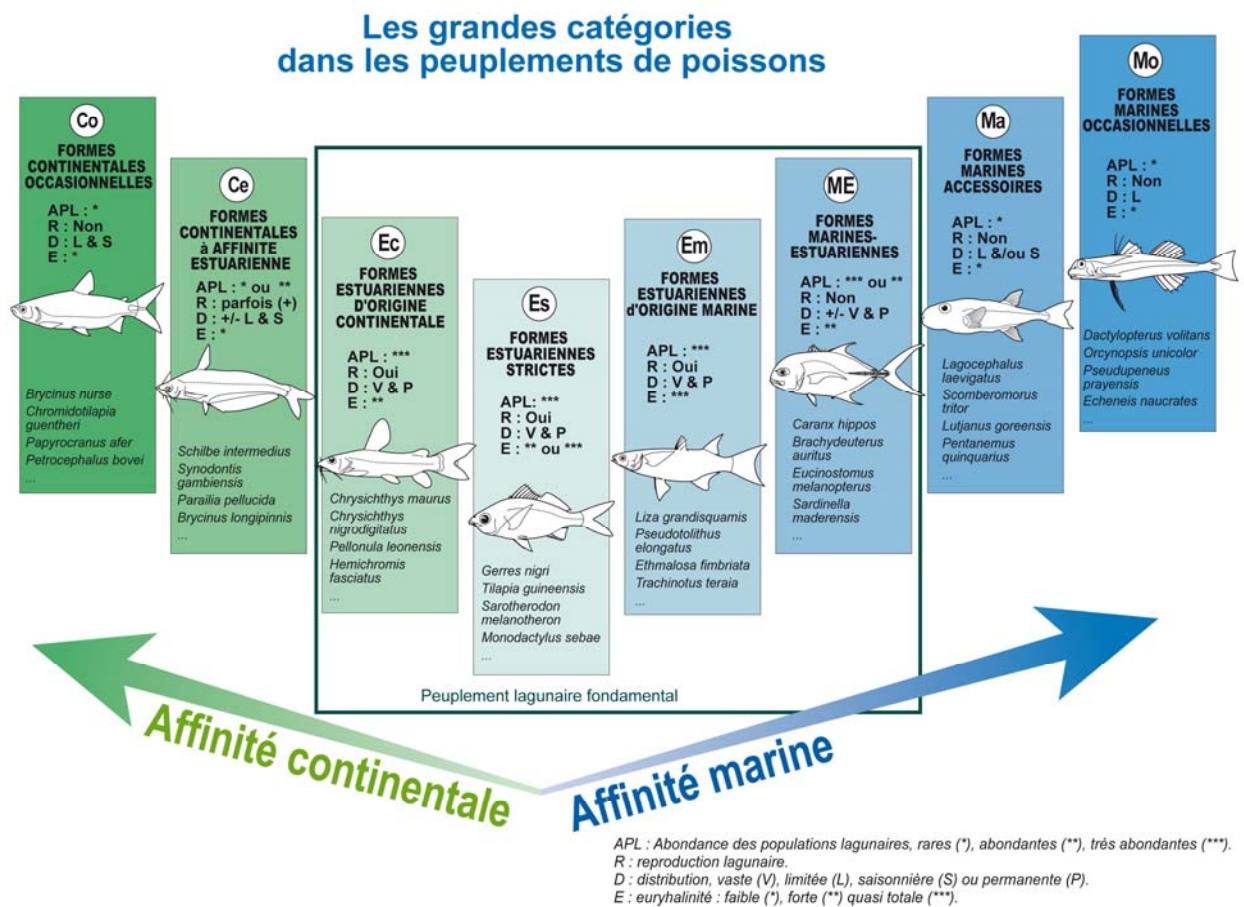


Figure 3.1 : Les grandes catégories écologiques dans les peuplements de poissons estuariens d'Afrique de l'Ouest (d'après Albaret 1999).

Nature des peuplements

L'absence dans le bolon de Bamboung d'espèces d'origine dulçaquicole et donc de l'axe à affinité continentale de la guildes écologiques d'Albaret (1999), confirme la prédominance de l'influence marine dans l'estuaire du Sine Saloum (Tab. 3.4).

Tableau 3.4 : Répartition en catégories écologiques des 85 espèces de poissons pêchées dans le bolon de Bamboung. Voir Figure 3.1 pour le descriptif des catégories.

<i>Catégorie écologique</i>	<i>Nombre d'espèces</i>	<i>%Nombre</i>	<i>%Biomasse</i>
Es	6	2,22	2,68
Em	17	56,60	37,87
ME	22	40,48	51,72
Ma	15	0,58	3,85
Mo	25	0,12	3,89

Les catégories écologiques dominantes sont Em (Estuariennes d'origine marine, se reproduisant en estuaire) et ME (Marines-Estuariennes, se reproduisant habituellement en mer) représentées respectivement par 17 et 22 espèces. Ces deux catégories constituent l'essentiel du peuplement avec 97% des effectifs et près de 90% de la biomasse.

La catégorie des Mo (Marines, occasionnelles en estuaire), bien que majoritaire en termes de richesse avec ses 25 espèces, ne représente qu'un très faible pourcentage des abondances dans le bolon de Bamboung (0,1% en nombre et 3,9% en biomasse). Les espèces Ma (Marines, accessoires en estuaire) suivent un schéma comparable (0,6% en nombre et 3,9% en biomasse). Ces espèces marines (Mo et Ma) entrent ponctuellement dans le bolon qu'elles utilisent comme nourricerie.

Quatre des 6 espèces non recensées précédemment dans le Sine Saloum appartiennent à ces catégories Mo ou Ma. Il s'agit de *Lutjanus dentatus* et du requin bouledogue *Carcharhinus leucas*, espèces emblématiques de grande taille, observées respectivement à 2 et 3 occasions. La troisième espèce, le poisson trompette *Syngnathus pelagicus*, est une espèce de petite taille (ici 15 cm) observée une seule fois en 2003. La quatrième espèce, *Trachinocephalus myops*, est rare en estuaire.

Six espèces strictement estuariennes (Es) ont été échantillonnées dans le bolon de Bamboung. Bien que plus importantes en nombre que les espèces marines (2,2%), elles constituent une biomasse plus faible (2,7%) car il s'agit pour la plupart d'espèces de petite taille (*Gerres nigri*, *Monodactylus sebae*) ou peu accessibles (les deux Cichlidae)... ou les deux à la fois comme le gobie *Awaous lateristriga* et la blennie *Hypoleurochilus langi*, non répertoriées précédemment dans les échantillonnages à la senne tournante du Sine Saloum. En effet, leur habitat (zones de bordure peu profondes) et leur petite taille les rend très difficilement accessibles à l'engin utilisé.

En termes de catégories trophiques (Tab. 3.5), on observe une richesse élevée au sein des prédateurs de premier et deuxième niveau (respectivement 34 et 39 espèces), tandis que les herbivores sont moins diversifiés, avec seulement 10 espèces et que les omnivores sont insignifiants avec une seule espèce, *Acanthurus monroviae*, par ailleurs très peu abondante. Cette dernière catégorie sera par conséquent omise des analyses utilisant la guildes trophique. Les effectifs sont constitués à près de 84% par les catégories he-ph (majoritairement *Ethmalosa fimbriata*) et p1-zo (*Sardinella maderensis*). En termes de biomasse, les p2-ge (Ariidae) se placent en première position (34%) avant ces deux catégories (34% aussi à elles deux).

Tableau 3.5 : Répartition en catégories trophiques des 85 espèces pêchées dans le bolon de Bamboung. Voir tableau 3.3 pour le descriptif des catégories.

<i>Catégorie trophique</i>	<i>Nombre d'espèces</i>	<i>%Nombre</i>	<i>%Biomasse</i>
he-de	8	3,64	9,16
he-ph	2	51,08	21,18
om-ge	1	0,00	0,02
p1-zo	4	32,62	12,99
p1-bt	20	1,18	8,75
p1-mc	10	7,74	4,83
p2-ge	23	3,23	34,39
p2-pi	17	0,51	8,67

L'analyse de la répartition croisée des espèces au sein des guildes écologique et trophique (Tab. 3.6) met en évidence le fait que les catégories herbivores (he-de et he-ph) sont essentiellement composées d'espèces estuariennes (Es et Em) et Marines-Estuariennes, tandis que les prédateurs de 2^{ème} niveau (p2-ge et p2-pi) et les macrophages (p1-mc) regroupent plutôt des espèces à affinité marine (Ma et Mo) et Marines-Estuariennes. Les 20 espèces benthophages (p1-bt), en revanche, se répartissent entre toutes les catégories bio-écologiques, à l'exception des Marines-Estuariennes (1 seule espèce).

Tableau 3.6 : Répartition croisée des 85 espèces pêchées dans le bolon de Bamboung selon les guildes écologique et trophique (voir figure 3.1 et tableau 3.3 pour descriptif des catégories).

	Es	Em	ME	Ma	Mo	Total
he-de	1	4	2		1	8
he-ph	1	1				2
om-ge					1	1
p1-zo		1	1	1	1	4
p1-bt	2	6	1	4	7	20
p1-mc	1		4	2	3	10
p2-ge	1	4	8	5	5	23
p2-pi		1	6	3	7	17
Total	6	17	22	15	25	85

Conclusion

A l'issue de ces neuf années de suivi biologique, le bolon de Bamboung apparaît comme un milieu à richesse spécifique élevée, ce qui peut s'expliquer par la diversité des habitats et par sa légère sursalure, combinée à la proximité de l'océan, qui permet la colonisation du bolon par un grand nombre d'espèces à la fois marines et estuariennes.

En termes de catégories bio-écologiques, le bolon de Bamboung présente une ichthyofaune typique des milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest en général (Albaret et al. 2004 ; Ecoutin et al. 2005 ; Simier et al. 2006) et du Sine Saloum en particulier (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004). Les espèces à affinité continentale en sont totalement absentes, en raison de salinités ne descendant jamais en dessous de 25, même en fin de saison des pluies. Le

peuplement est largement dominé par les catégories Em (Estuariennes d'origine marine) et ME (Marines-Estuariennes), complétées par quelques espèces Estuariennes strictes et un nombre important d'espèces marines (Ma et Mo) qui constituent cependant une très faible part de l'abondance et de la biomasse.

En termes de catégories trophiques, le peuplement est dominé par un herbivore (*Ethmalosa fimbriata*) et un filtreur zooplanctonophage (*Sardinella maderensis*). Les prédateurs de taille moyenne ou les juvéniles de grands prédateurs sont également abondants (*Elops lacerta*, *Pseudotolithus elongatus*, *P. senegallus*, *Lutjanus goreensis* etc.). Enfin les grands prédateurs sont représentés par *Polydactylus quadrifilis*, le barracuda *Sphyraena afra* et même occasionnellement le requin *Carcharhinus leucas*.

Ce qu'il faut retenir :

Le bolon de Bamboung est un milieu riche avec 85 espèces de poissons recensées par échantillonnage à la senne tournante.

Les espèces dominantes en nombre sont deux Clupeidae : *Ethmalosa fimbriata* (herbivore phytoplanctonophage) et *Sardinella maderensis* (zooplanctonophage). Les Ariidae (*Arius parkii* et *Arius latiscutatus*) représentent près d'un tiers de la biomasse, un second tiers étant constitué par les deux Clupeidae cités ci-dessus.

L'ichtyofaune du bolon de Bamboung est typique des milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest (Albaret 1999), avec une large dominance des espèces Estuariennes d'origine marine (Em - se reproduisant en estuaire) et Marines-Estuariennes (ME - se reproduisant en mer). Ces deux catégories représentent 97% des effectifs et 90% de la biomasse. Comme pour l'ensemble du Sine Saloum, le peuplement de Bamboung est dominé par la composante marine, avec également la présence de nombreuses espèces marines (Ma et Mo), qui entrent dans le bolon pour se nourrir mais dont l'abondance reste très limitée. La salinité variant entre 25 et 50 ne permet pas la présence d'espèces d'origine continentale, recensées dans d'autres estuaires recevant saisonnièrement un apport fluvial important comme la Gambie.

Les prédateurs de 2^{ème} niveau (40 espèces) sont majoritairement des espèces d'origine marine, tandis que les herbivores, moins diversifiés (10 espèces) sont plutôt d'origine estuarienne. Au sein des prédateurs de premier niveau, les benthophages et les zooplanctonophages (24 espèces) se répartissent entre toutes les catégories bio-écologiques, tandis que les malacophages (10 espèces) sont essentiellement d'origine marine.

Le peuplement de référence avant la mise en défens, comparaison avec les peuplements de sites proches

ECOUTIN Jean Marc, SADIO Oumar et SIMIER Monique

L'analyse de l'efficacité d'une Aire Marine Protégée (AMP) impose si possible la définition d'un état de référence avant la mise en défens de l'AMP. Cet état de référence n'est pas malheureusement toujours réalisé. Toutefois, dans l'accord de la mise en place d'un suivi scientifique du peuplement de poissons du bolon de Bamboung, un état de référence bio-écologique des peuplements du bolon de Bamboung a été réalisé au cours de l'année 2003. La mise en défens de l'AMPc a été prononcée dès la fin de la dernière campagne de pêche dans le bolon (Albaret et al. 2005 ; Breuil 2011).

La durée d'un état de référence a été largement discutée par de nombreux auteurs qui mettent en cause la variabilité interannuelle de la composition et de la structure des peuplements de poissons. Cela est d'autant plus vrai pour Bamboung qui est une AMP implantée en zone estuarienne, écosystème connu pour présenter des variabilités importantes à différentes échelles de temps (voir chapitre cycle saisonnier).

L'objet de ce chapitre est de décrire l'état de référence observé en 2003. Pour tester la représentativité de ce peuplement de 2003, d'autres sources de données ont été utilisées :

- d'une part, des données décrivant les peuplements de poissons observés sur des sites proches du bolon de Bamboung (Fig. 4.1). Pour permettre une bonne comparaison entre ces différents sites, ne sont prises en compte que des données collectées en 3 campagnes annuelles de pêche correspondant aux 3 saisons climatiques, décrivant un protocole spatial couvrant l'ensemble du bolon étudié. Toutes ces données sont issues d'un protocole similaire à celui utilisé à Bamboung permettant ainsi une comparaison directe des coups de pêche. Les peuplements de deux sites ont ainsi pu être comparés à celui de référence de Bamboung : le site de Sangako observé de 2008 à 2011 et celui de Bapindo en 2006-2007. Toutefois, pour Bapindo, les résultats doivent être relativisés car le protocole spatial ne présente pas une structure aussi bien définie que pour les 2 autres sites.
- d'autre part, depuis 1990, les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine Saloum dans son ensemble ont fait l'objet de programmes de recherche divers (Diouf 1996 ; Vidy 2000 ; Simier et al. 2004 ; Panfili et al. 2006 ; Ecoutin et al. 2010). Ainsi la forte connaissance acquise au cours de ces différents programmes fournit une information globale qui pourra être mise en regard des observations faites sur le peuplement de Bamboung observé en 2003.

Le peuplement de poissons à Bamboung en 2003

Rappel méthodologique

La mise en œuvre méthodologique est celle décrite au chapitre méthodologie : pêche à la senne tournante sans recherche du poisson, stations fixées suivant un protocole spatial précis et pérenne, 3 campagnes annuelles aux grandes saisons hydro-climatiques. Cependant, suivant

la remarque faite par Albaret (2003) et reprise par Ecoutin et al. (2012), les stations 11 et 12 du protocole initial (Fig. 1.5a), stations situées dans la zone tampon de l'AMP, ne sont plus considérées comme appartenant à l'AMP stricte. Albaret et al. (2005) note que ces 2 stations se distinguent nettement des autres stations par un peuplement variable et peu structuré et Ecoutin et al. (2012) considère la station 12 comme descriptive du peuplement du chenal du Diomboss et pas de celui de l'AMP. En conséquence, le plan spatial retenu ne comporte plus que 10 stations de pêche dans le bolon de Bamboung.

Chaque fois que cela est possible, les données sont rapportées au coup de pêche à la senne tournante.

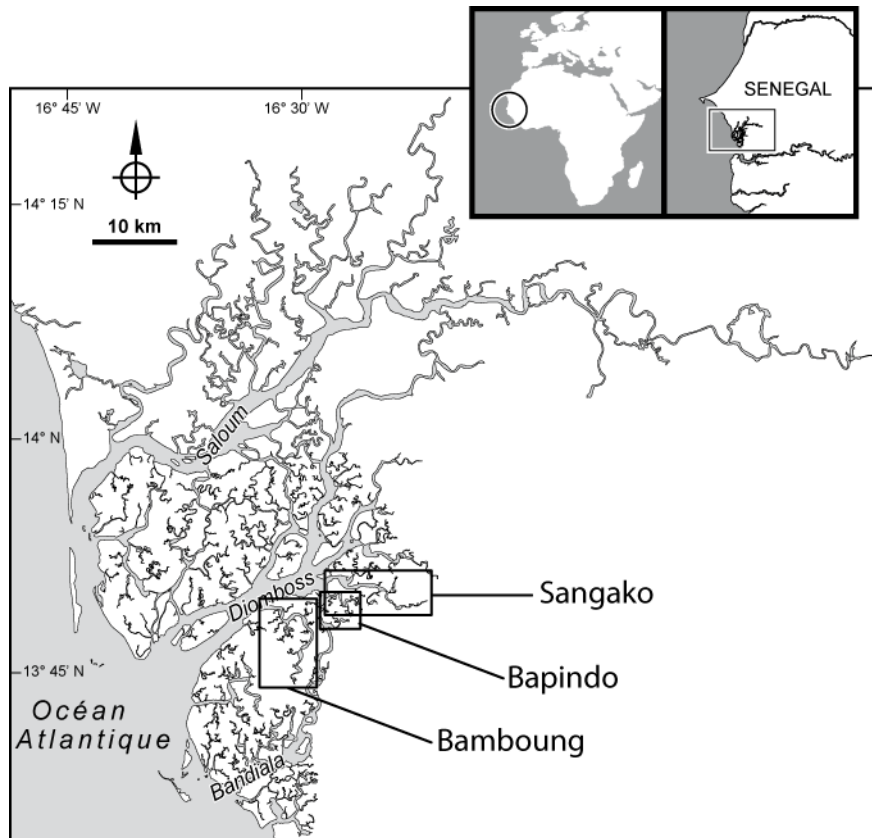


Figure 4.1 : L'estuaire du Sine Saloum et les 3 sites étudiés pour analyser le peuplement de référence du bolon de Bamboung.

Richesse, abondance, biomasse

Au cours de l'année de référence, les 30 coups de pêche (3 campagnes * 10 stations) réalisés ont permis l'identification de 45 espèces de poissons pour une abondance et un rendement moyen de respectivement 251 individus et 17 kg par coup de pêche (Tab. 4.1).

L'inventaire faunistique du bolon de Bamboung est inclus dans l'inventaire général présenté par Diouf (1996) qui dénombrait 114 espèces différentes de poissons dans le Sine Saloum. Seule l'espèce *Syngnathus pelagicus* n'a pas été identifiée par Diouf dans le Sine Saloum. Ces 45 espèces se répartissent en 26 familles ; une seule est bien représentée, celle des Mugilidae avec 6 espèces ; toutes les autres familles comptent 3 espèces ou moins.

Tableau 4.1 : Inventaire faunistique et caractéristiques du peuplement de poissons avant la mise en défens du bolon de Bamboung (2003) : Occ, occurrence par station (max. 30), Nt, abondance, Pt, biomasse (g). Codes des catégories écologiques (cat.ecol.) et trophiques (cat.troph.), voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4.

Famille	Espèce	Code espèce	Cat. ecol.	Cat. troph.	Occ	Nt	Pt
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	AMO	Mo	om-ge	1	1	489
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	AVU	Mo	p1-bt	1	1	17
Ariidae	<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME	p2-ge	8	36	9701
	<i>Arius parkii</i>	ARP	ME	p2-ge	6	24	6834
Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma	p2-ge	10	17	2625
Belonidae	<i>Strongylura senegalensis</i>	BES	Em	p2-pi	1	3	1122
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	TCR	Mo	p2-pi	2	11	2290
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	CHI	ME	p2-ge	2	3	427
	<i>Caranx senegallus</i>	CAS	ME	p2-ge	3	7	411
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	ME	p1-mc	3	18	487
Cichlidae	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	Es	he-ph	3	94	12673
	<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	Es	he-de	4	38	9379
Clupeidae	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em	he-ph	19	3802	156747
	<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	ME	p1-zo	21	816	20877
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	p1-bt	8	10	2269
Dasyatidae	<i>Dasyatis margarita</i>	DMA	Em	p1-bt	5	6	2994
	<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	p1-bt	1	1	449
Elopidae	<i>Elops lacerta</i>	ELA	ME	p2-pi	6	35	7164
Ephippidae	<i>Chaetodipterus lippei</i>	CLI	Ma	p1-mc	1	1	358
	<i>Ephippus goreensis</i>	CHG	Mo	p1-mc	1	1	26
Exocoetidae	<i>Fodiator acutus</i>	FAC	Ma	p1-mc	1	7	145
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	ME	p1-mc	27	216	3530
	<i>Gerres nigri</i>	GNI	Es	p1-mc	21	198	6939
Haemulidae	<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	PLM	Em	p2-ge	2	3	2620
	<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	Em	p1-bt	10	40	9898
	<i>Pomadasys perotaei</i>	PPE	Em	p1-bt	1	2	32
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	HBR	Em	p2-ge	2	5	257
Lutjanidae	<i>Lutjanus goreensis</i>	LGO	Ma	p2-pi	2	2	1021
Monodactylidae	<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	Es	p2-ge	7	33	2277
Mugilidae	<i>Liza dumerili</i>	LDU	Em	he-de	13	1421	158008
	<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	he-de	14	169	14740
	<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	Em	he-de	6	27	3935
	<i>Mugil bananensis</i>	MBA	ME	he-de	5	108	11928
	<i>Mugil cephalus</i>	MCE	ME	he-de	1	10	986
	<i>Mugil curema</i>	MCU	Em	he-de	15	328	38004
Paralichthyidae	<i>Citharichthys stampflii</i>	CST	Em	p2-ge	3	3	35
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	p2-ge	3	6	271
	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	ME	p2-pi	2	9	16455
Pristigasteridae	<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em	p1-zo	1	1	6
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus senegallus</i>	PBR	ME	p2-ge	1	1	135
Scombridae	<i>Orcynopsis unicolor</i>	OUN	Mo	p2-pi	1	1	362
Syngnathidae	<i>Hippocampus algiricus</i>	HPU	Ma	p1-bt	1	1	2
	<i>Syngnathus pelagicus</i>	SPE	Ma	p1-bt	1	1	1
Tetraodontidae	<i>Ephippion guttifer</i>	EGU	ME	p1-bt	4	4	1454
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	SSP	Mo	p1-bt	2	2	24
Moyenne/coup de pêche						251	17013

Deux familles dominent en termes d'abondance et de biomasse : les Clupeidae avec respectivement 61% et 35% et les Mugilidae (27% et 45% respectivement). En termes d'occurrence, c'est la famille des Gerreidae qui se place en 1^{ère} position puisque *Eucinostomus melanopterus* est présente dans 27 des 30 coups effectués et *Gerres nigri* dans 21 des 30 coups (Tab. 4.1).

Une espèce, *Ethmalosa fimbriata*, domine nettement en abondance (51%) suivie de *Liza dumerili* (19%), ces 2 espèces représentant chacune 31% des captures en poids (Tab. 4.1).

Quatre espèces sont observées à chacune des 10 stations d'échantillonnage : *S. maderensis*, *G. nigri*, *E. melanopterus* et *L. falcipinnis*. L'espèce dominante en abondance, *E. fimbriata*, n'est observée qu'à 9 des 10 stations.

Ces 45 espèces se répartissent en 5 catégories écologiques (Tab. 4.2) et en 8 catégories trophiques (Tab. 4.2). Les 2/3 de ces espèces font partie des catégories Estuarienne d'origine marine (Em) et Marine Estuarienne (ME). Ces 2 catégories regroupent environ 95% des individus et plus de 90% de la biomasse (Tab. 4.2), toutefois les espèces estuariennes d'origine marine (Em) montrent une abondance comme une biomasse presque cinq fois supérieures à celles des espèces de catégorie Marine-Estuarienne.

Tableau 4.2 : Richesse spécifique, abondance et biomasse (en g) des 45 espèces regroupées par catégories écologique et trophique. Les codes des catégories écologiques et trophiques, voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4.

		Catégorie écologique					Total
		Es	Em	ME	Ma	Mo	
Catégorie trophique	he-de	Richesse	1	4	2		7
		Abondance	38	1945	118		2101
		Biomasse	9379	214687	12914		236980
	he-ph	Richesse	1	1			2
		Abondance	94	3802			3896
		Biomasse	12673	156747			169420
	om-ge	Richesse					1
		Abondance					1
		Biomasse					489
	p1-bt	Richesse		5	1	2	2
		Abondance		59	4	2	3
		Biomasse		15642	1454	3	41
	p1-mc	Richesse	1		2	2	1
		Abondance	198		234	8	1
		Biomasse	6939		4017	503	26
	p1-zo	Richesse		1	1		
		Abondance		1	816		
		Biomasse		6	20877		
	p2-ge	Richesse	1	3	6	1	
		Abondance	33	11	77	17	
		Biomasse	2277	2912	17779	2625	
	p2-pi	Richesse		1	2	1	2
		Abondance		3	44	2	12
		Biomasse		1122	23619	1021	2652
Total	Richesse	4	15	14	6	6	
	Abondance	363	5821	1293	29	17	
	Biomasse	31268	391116	80660	4152	3208	

En termes trophiques (Tab. 4.2), 20% des espèces sont de catégorie herbivore (he-de et he-ph) et un peu plus d'un tiers sont prédatrices de 2^{ème} niveau (p2-pi et p2-ge). Les espèces de type herbivore représentent 60% de l'abondance et 80% des captures en poids.

Organisation du peuplement

Une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée sur un tableau 43 espèces pour 10 stations ; 2 espèces (*Acanthurus monroviae* et *Chaetodipterus lippei*) ont été supprimées de l'analyse, car elles n'étaient représentées chacune que par un individu capturé dans la même station provoquant ainsi une distorsion de l'analyse. Les 2 premiers axes expliquent 42% de l'inertie totale du nuage de points (Fig. 4.2a).

Sur le plan des axes 1-2 de l'AFC, une station s'individualise nettement (Fig. 4.2c), il s'agit de la station 10 qui est la plus proche de la limite de l'AMP et du chenal du Diomboss. Avec 21 espèces, cette station est la plus riche en espèces ; elle est caractérisée par 4 espèces d'abondance variable mais présentes uniquement dans cette station (*A. vulpes*, *F. acutus*, *I. africana*, *P. perotaei* Fig. 4.2b). Il s'agit d'espèces régulièrement observées dans les estuaires tropicaux ouest africains. Deux autres espèces (*G. decadactylus*, *C. stampflii* Fig. 4.2b) s'associent fortement à cette station. Trois de ces espèces sont de catégorie Estuarienne d'origine marine (Em), une Marine- Estuarienne (ME) et les 2 autres Marine accessoire (Ma).

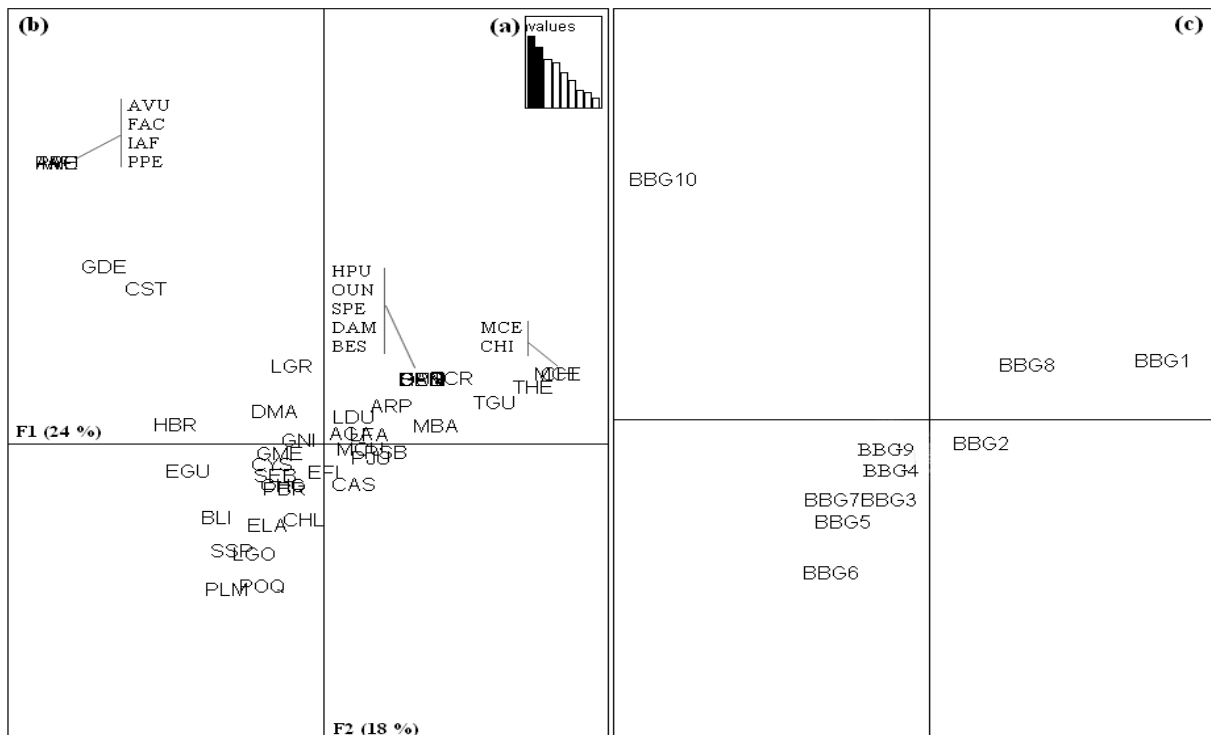


Figure 4.2 : Représentation sur le plan 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances du tableau faunistique (43 espèces * 10 stations) du bolon de Bamboung en 2003 : a- valeurs propres ; b- représentation des espèces (code, voir tableau 3.2) ; c- représentation des stations.

Les 9 autres stations se placent sur un gradient qui suit la deuxième diagonale du plan 1-2 (Fig. 4.2c). Cet axe oppose les stations 1 et 8 aux stations 6, 5 et 7. Les premières stations sont caractérisées par une richesse spécifique forte (18-20 espèces), par les espèces de la famille

des Mugilidae et Cichlidae (station 1 uniquement). Quatre ou 5 espèces de ces 2 familles, auxquelles il faut ajouter *E. fimbriata*, contribuent très fortement à l'abondance totale. Le peuplement observé est très estuarien (Es et Em) composé d'espèces herbivores (he-ph et he-de). A l'opposé, le peuplement des 3 autres stations (6, 5 et 7 de la figure 4.2) est moins riche en espèces (13-16), dominé en abondance par une seule espèce appartenant à la famille des Clupeidae : *E. fimbriata* ou *S. maderensis*.

Structures démographiques

La longueur des poissons capturés est un des indicateurs du niveau d'exploitation des populations et peuplements de poissons. Exprimé en longueur moyenne ou en longueur maximale observée, cet indicateur est utile à de nombreuses analyses. Il convient donc d'établir des distributions de fréquences de taille (DFT) du peuplement de référence afin de suivre leur évolution future dans l'aire marine protégée.

En 2003, les plus petits individus capturés mesurent 55 mm, il s'agit d'un *E. fimbriata* et d'un *Citharichthys stampflii*. Le plus grand mesure 695 mm (*Strongylura senegalensis*). Plus de 7 500 individus ont été capturés pour une longueur moyenne de 143 mm (± 66). La distribution de fréquence de taille des captures est de forme bimodale (Fig. 4.3) : le premier mode, le plus important avec 46% des individus observés, est centré sur la classe 9 cm ; le second, centré sur la classe 20 cm représente moins de 30% de l'effectif total. Au-delà de 35 cm, les individus observés sont rares (<0,5% de l'effectif total).

Analysée suivant les guildes écologiques ou trophiques, cette distribution en taille présente des caractéristiques originales. Les 2 modes identifiés sont le fait quasi exclusif d'individus Estuariens d'origine marine (Em). Cette catégorie n'est quasiment pas observée entre 11 et 15 cm, où l'on trouve des individus de forme ME principalement et Es secondairement (Fig. 4.3). Les individus de catégorie à affinité marine forte (Ma et Mo) sont capturés à des tailles très variées sans décrire une distribution de fréquence de taille bien définie. Les grands individus (>35 cm) sont soit des Em, soit des ME, soit des Mo.

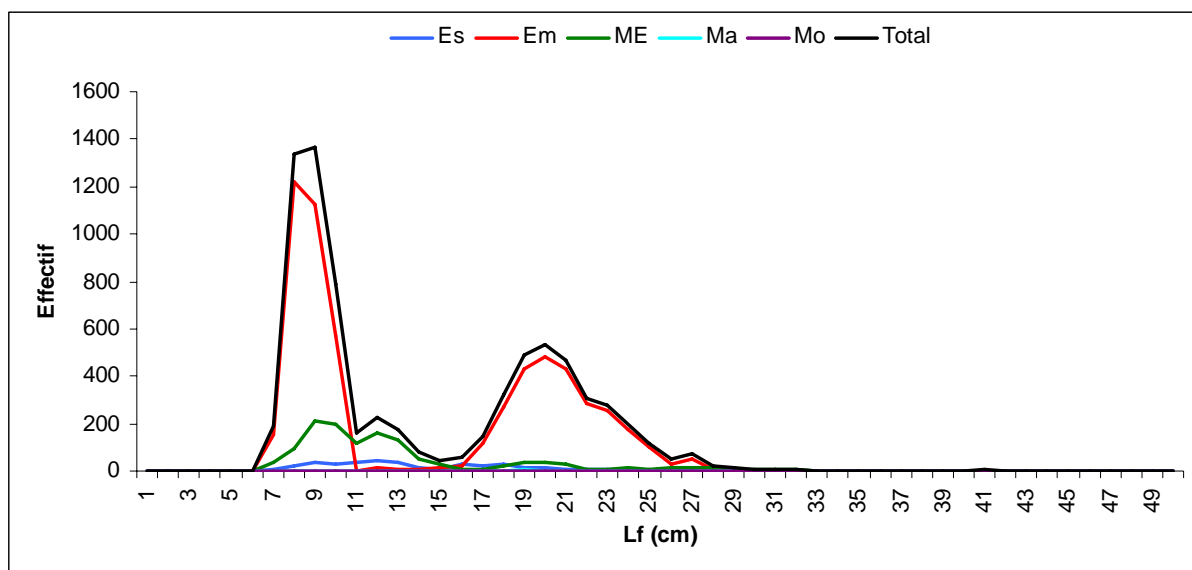


Figure 4.3 : Distribution de fréquence de taille (totale et par catégorie écologique) du peuplement de poissons échantillonné avant la mise en défens du bolon de Bamboung (2003). La distribution est tronquée à 50 cm, mais la TMO est de 69,5 cm. Codes des catégories écologiques, voir Fig. 1.6. Les catégories Ma et Mo en raison de leur faible effectif, ne sont pas visibles.

Du point de vue de leur catégorie trophique (Fig. 4.4), le premier mode est composé à environ 80% d'individus phytophages (he-ph); à cette catégorie, s'ajoutent des microphages (p1-mc) et des zooplanctonophages (p1-zo). Le second mode est composé de l'ensemble des individus détritivores (he-de) et d'individus phytophages (he-ph) de plus grande taille (16-25 cm). La distribution de fréquence de taille des autres catégories trophiques ne présente pas de forme spécifique ; les grands individus (>35 cm) sont de type benthophage (p1-bt) ou ichtyophage (p2-pi).

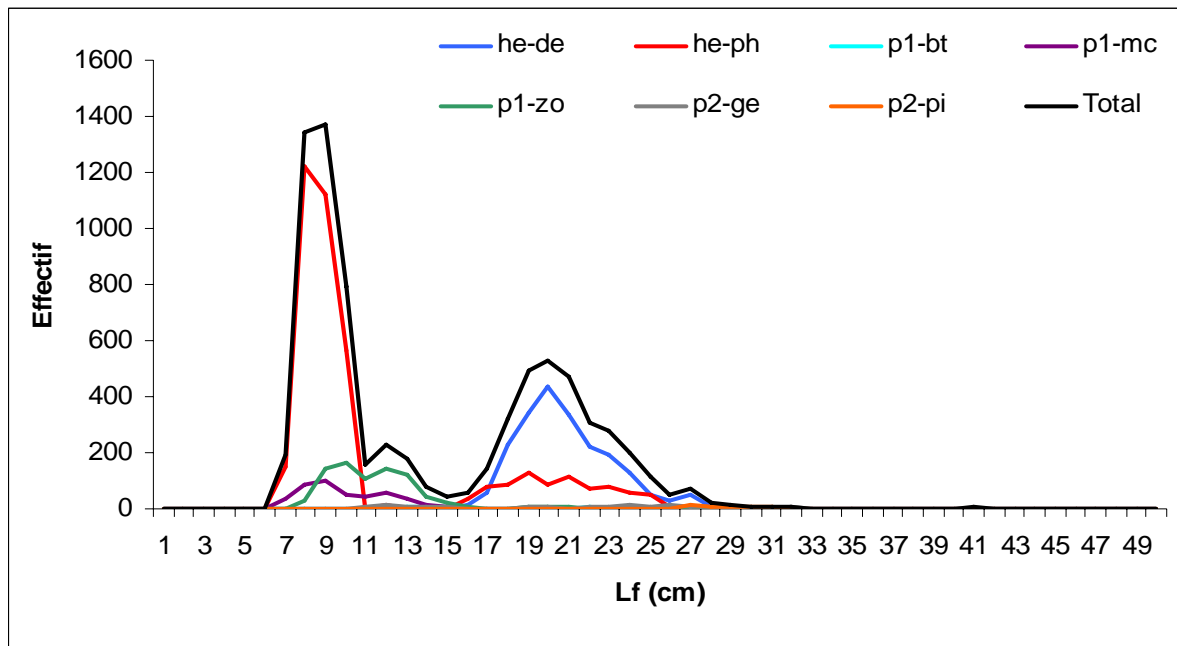


Figure 4.4 : Distribution de fréquence de taille (totale et par catégorie trophique) du peuplement de poissons échantillonné avant la mise en défens du bolon de Bamboung (2003). Codes des catégories trophiques, voir Tab. 1.4. La distribution est tronquée à 50 cm

Le premier mode observé est composé principalement par l'espèce *E. fimbriata* (Em, he-ph) ; ces individus correspondent à des juvéniles puisque, pour cette espèce, la taille de 1^{ère} maturité (Tm1) dans le Sine Saloum est estimée à 153 mm (Panfili et al. 2006). Trois espèces participent complémentaires à la construction de ce mode : *S. maderensis* (ME, p1-zo) tous juvéniles puisque l'espèce se reproduit en mer, *E. melanopterus* (ME, p1-mc) qui se reproduit aussi sur le plateau continental marin et *G. nigri* (Es, p1-mc) avec des formes juvéniles et adultes (Tm1=121 mm, Panfili et al. 2006).

La catégorie trophique qui forme principalement le second mode de la distribution des tailles, est celle des détritivores, constituée par les 6 espèces de mullets et principalement, par *L. dumerili* (Em, he-de) et *M. curema* (Em, he-de), auquel s'ajoute le tilapia *T. guineensis* (Es, he-de). D'après Diouf (1996) et Panfili et al. (2006), toutes ces espèces ont déjà atteint leur taille de première maturité. Les individus phytophages (he-ph) qui complètent ce groupe, sont quasiment tous des *E. fimbriata* adultes.

Un peuplement typique

D'après Albaret (2003), la composition en espèces du peuplement correspond tout à fait à ce qu'il était permis d'attendre dans cette partie du Sine Saloum : absence d'espèces d'origine

continentale, prédominance des catégories Em et ME, nombreuses espèces marines accessoires et occasionnelles présentant des effectifs et des biomasses limités. Les espèces les plus nombreuses sont soit des filtreurs phyto- et zoo-planctonophages comme *Ethmalosa fimbriata*, *Sardinella maderensis*, soit les juvéniles de *C. chrysurus*. Les espèces prédatrices de taille moyenne et les juvéniles de prédateurs de grande taille sont fortement représentés (*E. lacerta*, *T. crocodilus*, *P. elongatus*, *P. senegallus*, *L. goreensis* etc). Ils exercent leur prédation sur les juvéniles des autres espèces de poissons (surtout sur les Clupeidae) et sur les crevettes. Les gros prédateurs sont représentés par quelques grands individus du capitaine *P. quadrifilis* (Albaret 2003).

Dans le présent travail, la suppression des 2 stations de la zone tampon (Fig. 1.5a) modifie la composition en espèces du peuplement par rapport à ce qui est décrit dans Albaret (2003). Elle conduit à minimiser la part accordée dans les captures par Albaret (2003) aux espèces zoo-planctonophages et principalement à *Ilisha africana* (quasi disparition de cette espèce), et à *Sardinella maderensis* (diminution de l'abondance de 17% à 10%). Les catégories microphage (quasi disparition de l'espèce *C. chrysurus*) et prédateur généraliste (*G. decadactylus*) voient aussi leur importance diminuer. Ces espèces dont l'importance est minimisée, sont principalement des espèces Marine Estuarienne (ME). En conséquence, la part des individus d'espèces Estuariennes d'origine marine (Em) augmente et représente 75% de l'abondance totale. Le peuplement avant sa mise en défens, se centre aussi autour d'espèces herbivores phytophages telles *E. fimbriata* (58% de l'abondance) ou détritivores comme les mullets ou les tilapias (30%). Il y a peu d'individus de grande taille ($L_f > 35$ cm) observés au cours de l'année 2003. Ce sont soit des espèces benthophages (*Cynoglossus spp.* ou *Pomadasys spp.*), soit des espèces piscivores (*T. crocodilus* ou *P. quadrifilis*).

La biomasse observée dans le bolon de Bamboung en 2003 ($17,0 \pm 34,6$ kg par coup de pêche) est proche de la valeur observée pour l'ensemble de l'estuaire du Sine Saloum (hors zone à salinité > 70) en 1992 ($17,8 \pm 32,9$ kg, Simier et al. 2004). En 2002, avec un échantillonnage spatial similaire à celui de 1992, la biomasse moyenne par coup de pêche était estimée à $15,8 \pm 37,0$ kg (repris d'Ecoutin et al. 2010).

Comparaison avec les peuplements de poissons de sites adjacents

Deux sites proches du bolon de Bamboung ont, dans les années 2000, été échantillonnés suivant des protocoles similaires, permettant ainsi une comparaison directe des résultats de pêche. Il s'agit du bolon de Bapindo en 2005-2007 (3 campagnes, 12 coups de pêche réalisés à l'intérieur du bolon) et de celui de Sangako entre 2008 et 2011 (12 campagnes, 72 coups de pêche). Toutefois pour Bapindo, les résultats devront être relativisés car le protocole spatial ne présente pas une structure aussi bien définie que pour les 2 autres sites. Les principaux résultats sont décrits au tableau 4.3.

Comparaison faunistique

L'inventaire commun aux 3 sites décrit 61 espèces de poissons, toutes déjà observées dans le Sine Saloum (Diouf 1996) à l'exception, comme noté plus haut, de *S. pelagicus*. Environ 40% de ces espèces sont communes aux 3 sites d'étude et plus d'un tiers le sont pour 2 sites sur 3. Le quart restant, observé sur un seul site uniquement, correspondant très majoritairement à des espèces à affinité marine forte (Ma et Mo), ce qui correspond à la définition même de ces catégories écologiques. Deux espèces présentes sur un seul site sont remarquables :

Hemichromis fasciatus (Cichlidae, Ec, p2-ge) a été observé plusieurs fois (10% des coups de pêche), mais toujours au fond du bolon de Sangako. C'est une espèce d'affinité continentale tolérant la salinité jusqu'à des valeurs de 20 à 25 unités ; elle n'est que très rarement observée dans l'estuaire du Sine Saloum (Diouf 1996). C'est le cas aussi de l'autre espèce originale, *Acentrogobius schlegelli* (Gobiidae, Es, om-ge) qui, du fait de sa petite taille, est souvent peu accessible. Ces 2 espèces sont pourtant des espèces typiques des milieux lagunaires et estuariens ouest africains puisque Albaret (1999) les place parmi les 28 espèces les plus communes de ces écosystèmes.

Richesse, abondance, biomasse

La richesse spécifique par coup de pêche est comprise entre 8 et 11, les valeurs moyennes par site ne sont pas significativement différentes (Tab. 4.3) ; c'est à Bapindo que l'on note la richesse la plus forte (Tab. 4.3). De même, aucune différence significative n'est observée entre les valeurs intersites de l'abondance moyenne ou de la biomasse moyenne par coup de pêche ; cela est sans doute lié aux forts écarts type estimés. Richesse et abondance sont les plus forts à Bapindo et biomasse à Bamboung. Dans ce dernier site, la biomasse par coup de pêche représente 1,8 fois celle observée à Bapindo et 1,6 fois celle de Sangako (Tab. 4.3).

En termes de catégories écologiques, ce sont les espèces Estuariennes d'origine marine (Em) qui présentent toujours la biomasse la plus importante (Fig. 4.6), suivies des espèces Marines Estuariennes (ME), mais ordonnées entre sites de façon inverse aux Em (Fig. 4.6). Les espèces Estuariennes strictes (Es) représentent environ 10% de la biomasse totale, les Marines accessoires (Ma) à 1% et Marines occasionnelles (Mo) entre 0,1 et 0,5%. La variation entre sites de la biomasse des espèces Em explique très fortement les différences inter sites de biomasse par coup : à Bamboung, la biomasse des Em est le double de celle observée à Sangako et 2,7 fois celle de Bapindo.

Tableau 4.3 : Caractéristiques des peuplements de poissons de 3 sites peu éloignés. La colonne commentaires indique la significativité de la comparaison intersites.

Variables	Bamboung	Sangako	Bapindo	Commentaires
Année	2003	2008-2011	2005-2007	
Nombre de campagnes	3	12	3	
Nombre de stations	10	6	8	
Nombre de coups de pêche (cp)	30	72	12	
Richesse spécifique totale	45	47	37	
Richesse spécifique /cp	8,4±3,8	8,8±3,1	11,0±4,5	non significatif
Abondance /cp	251±489	310±649	359±419	non significatif
Biomasse (kg)/cp	17,0±34,6	10,6±14,1	9,4±8,9	non significatif
Longueur minimale (mm)	55	36	45	
Longueur maximale (mm)	695	635	554	
Longueur (mm) /cp	143±66	114±46	105±41	non significatif
Longueur maximale (mm) /cp	367±124	336±112	362±110	non significatif
Niveau trophique moyen	3,07±0,44	2,93±0,37	3,11±0,22	non significatif

En termes de catégories trophiques, la situation est plus contrastée ; les peuplements de Bamboung et Sangako sont composés principalement d'espèces herbivores (he-de et he-ph) qui représentent entre 60 et 80% de la biomasse totale contre moins de 30% à Bapindo (Fig. 4.7). Dans ce site, ce sont les prédateurs de premier niveau, et principalement macrophages (p1-mc), qui dominent en biomasse (Fig. 4.7). Les prédateurs de second niveau

participent faiblement à cette biomasse, à peu près 5% pour les généralistes (p2-ge) et entre 3 et 4% pour les piscivores (p2-pi).

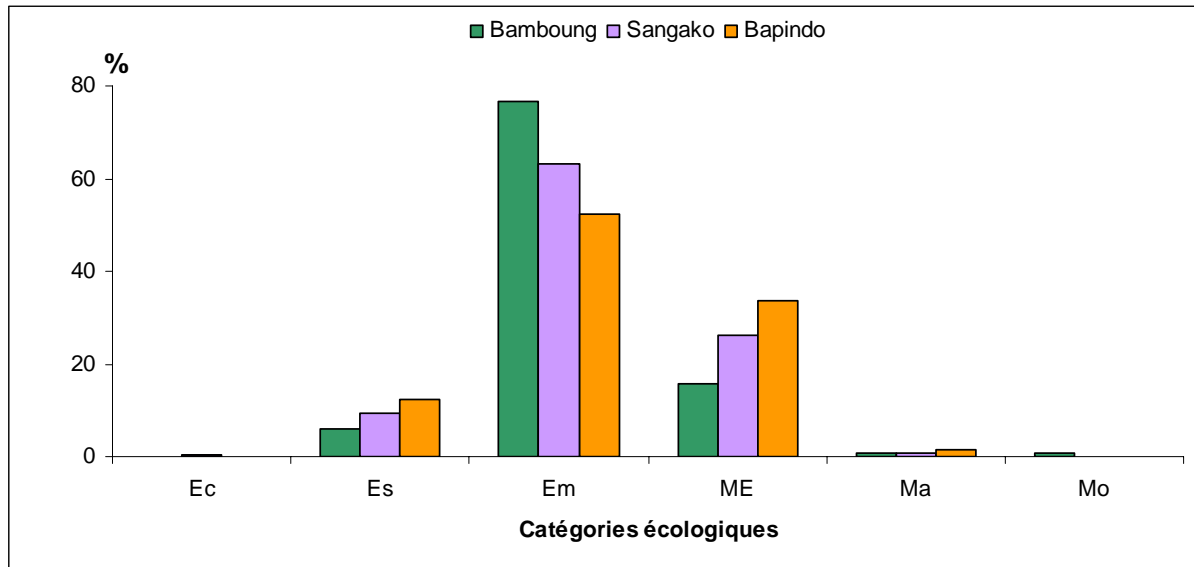


Figure 4.6 : Contribution des catégories écologiques (en %) à la biomasse totale observée par site d'étude. Codes des catégories écologiques, voir Fig. 1.6.

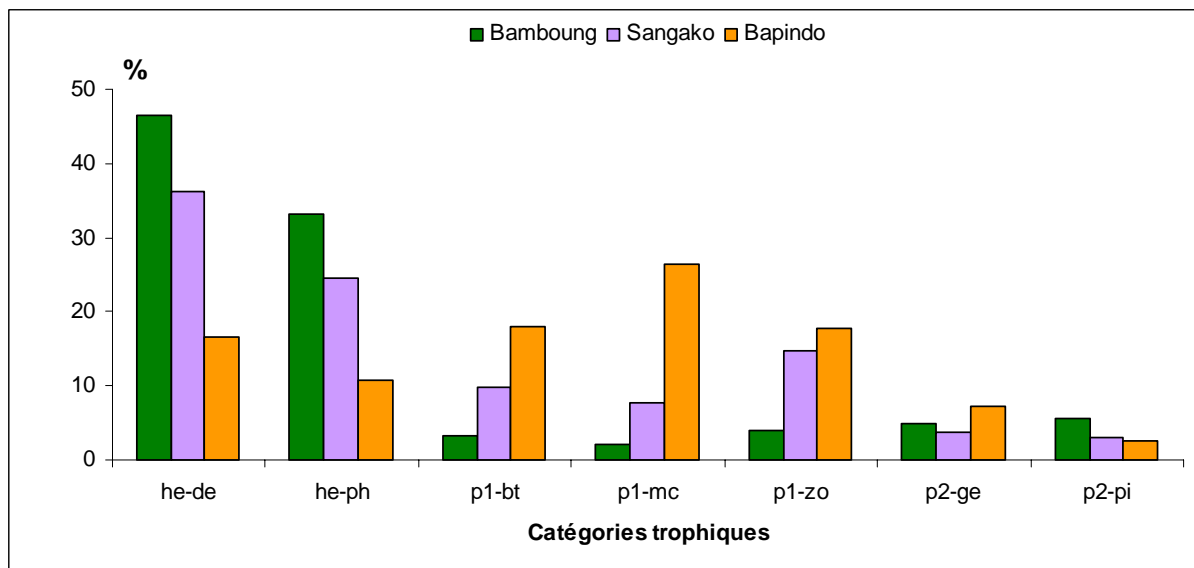


Figure 4.7 : Contribution des catégories trophiques (en %) à la biomasse totale observée par site d'étude. Codes des catégories trophiques, voir Tab. 1.4.

Organisation du peuplement

Une analyse factorielle des correspondances a été effectuée sur le tableau faunistique ($\log(\text{effectif}+1)$) constitué de 61 espèces et de 42 stations (10 pour Bamboung, 8 pour Bapindo, 4 années de 6 stations pour Sangako). Les 2 premiers axes expliquent 22,3% de l'inertie totale (Fig. 4.8a).

L'axe 1 sépare les espèces observées uniquement à Bapindo de l'ensemble de toutes les autres espèces collectées (Fig. 4.8b). L'axe 2 oppose les espèces présentes uniquement à Bamboung à celles observées uniquement soit à Sangako, soit à Bapindo. Ces espèces présentes uniquement sur un site peuvent avoir des abondances relativement fortes.

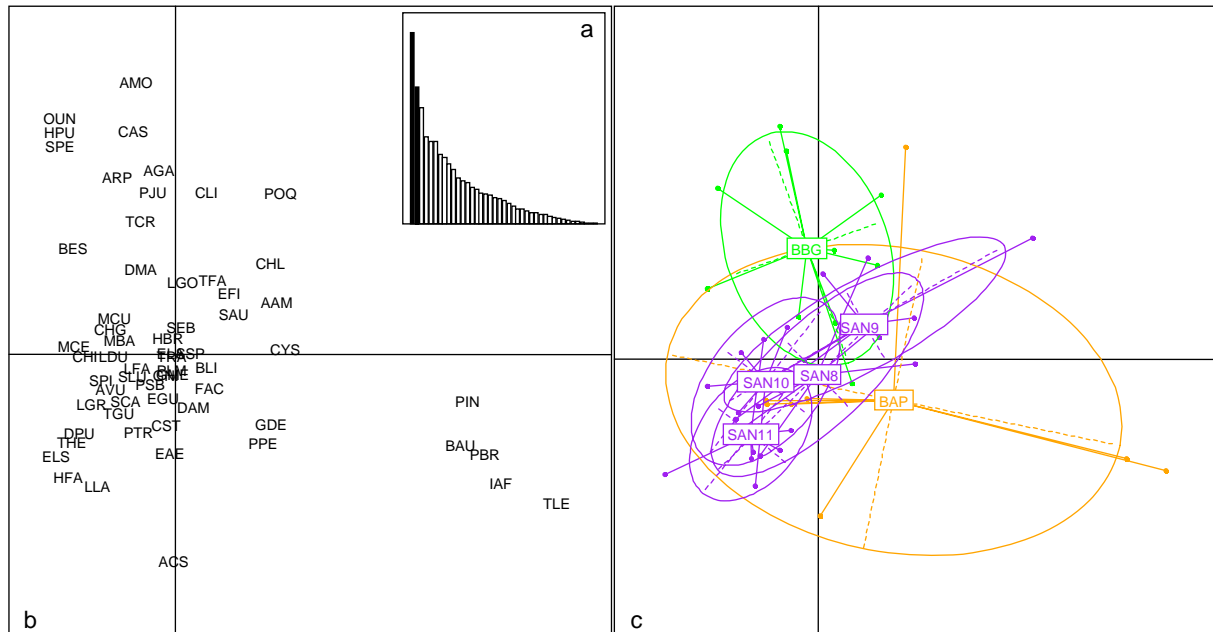


Figure 4.8 : Représentation sur le plan 1-2 de l'analyse factorielle des correspondances du tableau faunistique (61 espèces * 42 stations) des 3 sites d'étude (Bamboung 2003, Sangako 2008-2011, Bapindo 2006-2007) : a- valeurs propres ; b- représentation des espèces (voir Tab. 3.2) ; c- projection des stations regroupés par point moyen site-année.

Les stations de Bamboung se placent le long de l'axe 2, principalement au dessus de l'axe 1 ; celles de Bapindo se situent plutôt en dessous de l'axe 1 ; celle de Sangako, analysées par année, se répartissent le long de la première diagonale (Fig. 4.8c). Pour ce dernier site, la variabilité annuelle inter-station est plus faible que celle observée à Bamboung en 2003. De plus, pour Sangako, les stations de l'embouchure du bolon se placent, quelle que soit l'année, à proximité de la station 10 de Bamboung. Il y a donc dans les stations d'embouchure du bolon de Sangako des espèces, peu ou pas observées au fond de ce bolon, qui sont aussi capturées dans celles de Bamboung.

Les structures en taille

La distribution de fréquence des tailles est de forme bimodale marquée pour Bamboung, peu marquée pour Sangako ou unimodale pour Bapindo (Fig. 4.9). Le premier mode observé est compris entre 8 et 12 cm (Fig. 4.9) quel que soit le site, mais, à Bamboung, l'importance de ce mode est plus faible en abondance relative que sur les 2 autres sites (Fig. 4.9). De plus, son amplitude est plus réduite que celles des 2 autres sites. Par contre, le second mode (18-25 cm), bien observé à Bamboung avec 36% des effectifs capturés, n'est pas bien marqué sur les 2 autres sites ; à Sangako, ce mode est visible mais de faible abondance (12%) et à Bapindo, il n'apparaît pas.

Les individus de longueur supérieure à 35 cm représentent moins de 0,5% des individus capturés ; la présence de grands individus reste dans ces sites et pour les années d'étude relativement aléatoire.

A l'instar des observations faites uniquement pour le bolon de Bamboung, le premier mode de la distribution de fréquences de taille est constitué d'espèces ME et Em, le second d'espèces Em uniquement. Ce second mode est formé principalement par les espèces de mullets (Em, he-de), espèces peu abondantes à Bapindo et par de grandes ethmaloses (Em, he-ph).

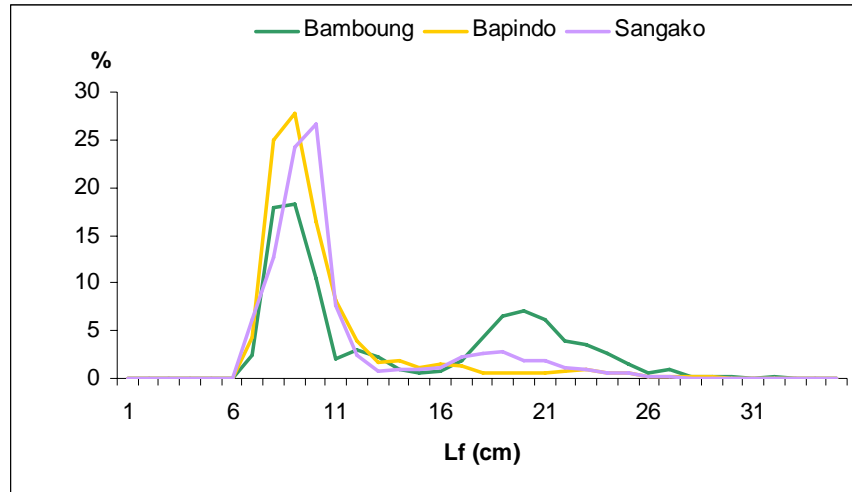


Figure 4.9 : Distributions de fréquence de taille (en %) des captures réalisées sur les 3 sites d'étude (moins de 0,5% des individus sont supérieurs à 35 cm). La distribution est tronquée à 35 cm.

Niveau trophique

Le niveau trophique moyen pour chacun des sites est proche de 3. Ces valeurs ne sont significativement pas différentes entre sites (test de Tukey HSD, $p > 0,05$ Fig. 4.10).

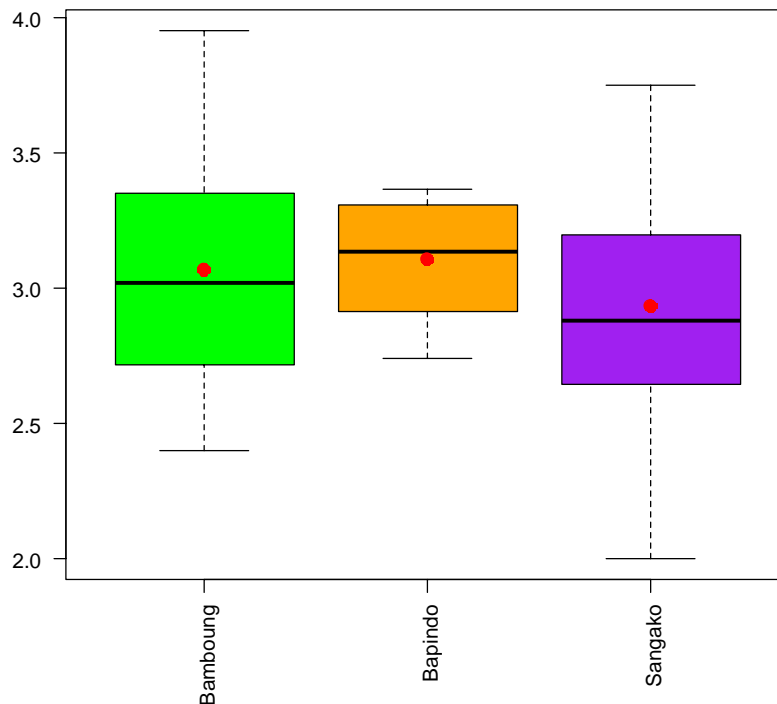


Figure 4.10 : Distribution des niveaux trophiques moyens par coup de pêche pour les 3 sites d'étude. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.

Ce qu'il faut retenir :

Un peuplement commun de bolon sous exploitation halieutique

La comparaison des peuplements de poissons montre qu'il existe une similitude entre les peuplements de Bamboung en 2003 (année de référence pour l'étude de l'Aire Marine Protégée) et de Sangako entre 2008 et 2011. Deux tiers des espèces observées sur un site se retrouvent sur l'autre site, les espèces présentes uniquement sur un site sont principalement des espèces à forte affinité marine de type Marine accessoire ou Marine occasionnelle. Les deux peuplements sont composés très majoritairement par des espèces herbivores (phytophages ou détritivores), principalement Estuariennes d'origine marine, secondairement Marines Estuariennes. Ces peuplements sont constitués par des individus de taille petite ou moyenne correspondant soit à des juvéniles de grandes espèces, soit à des espèces ne dépassant pas 30 cm de longueur. Les principales différences observées entre ces 2 peuplements sont :

- une biomasse moyenne plus forte à Bamboung (+70%) ;
- des individus plus grands en moyenne à Bamboung (+30%) ;
- une variabilité intra-annuelle inter-stations plus importante à Bamboung que pour chacune des 4 années d'observation du peuplement de Sangako.

La biomasse plus importante et les tailles moyennes plus élevées sont principalement expliquées par l'existence d'un second mode de longueur (18 à 25 cm) formé principalement par des mulets et de grandes ethmaloses. Ces espèces se retrouvent le plus souvent en fond de bolon.

Les grands traits évolutifs du peuplement de poissons 2003-2011

ECOUTIN Jean Marc, SIMIER Monique et SADIO Oumar

Les aires marines protégées, où l'extraction biologique est totalement interdite, ont des effets positifs sur le peuplement protégé à l'intérieur de l'AMP, notamment sur la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse du peuplement ou de certaines populations de celui-ci et sur la taille des individus (Halpern 2003 ; Gell et Roberts 2003 ; Lester et al. 2009). De nombreuses méta-analyses portant sur plusieurs AMP, d'écosystèmes différents (côtier, marin, récifal, estuarien), de surface variable, de longévité différente ont montré ces effets directs ou indirects à plus ou moins longue échéance (Côté et al. 2001 ; Halpern 2003 ; Lester et al. 2009).

L'objet de ce chapitre est de présenter l'évolution interannuelle de différents indicateurs liés à la richesse spécifique, à l'abondance numérique, à la biomasse et aux structures démographiques pour analyser leurs réponses après 8 années de mise en défens de l'AMPc de Bamboung. Ces évolutions sont analysées à la fois à partir du peuplement dans sa totalité et aussi à partir des guildes trophiques et écologiques. Enfin les résultats sont interprétés au regard des effets attendus d'après la littérature internationale.

L'analyse proposée ici est effectuée à partir du protocole d'échantillonnage appliqué à l'AMP de Bamboung après 2007, à savoir : 3 campagnes annuelles et 5 stations de pêche par campagne situées à l'intérieur des limites de l'AMP (Fig. 1.5b). Ce protocole a été réappliqué aux campagnes effectuées entre 2003 et 2007 pour comparer de façon équilibrée les années entre elles.

Résultats

L'étude porte sur la période comprise entre 2003 (année avant la mise en défens) et 2011, soit 9 années ; cela correspond à 27 campagnes et à 135 coups de pêche. Sur ces 135 coups, seuls deux ont fourni une prise nulle. Toutefois, il faut noter que la campagne d'octobre 2011 fournit des résultats étonnants avec un des coups nuls décrits ci-dessus, mais aussi avec une prise moyenne par coup de pêche pour l'ensemble de la campagne de 1,05 kg.

Les résultats sont présentés à l'échelle du peuplement de poissons, en analysant l'évolution annuelle des indicateurs de richesse, abondance, biomasse, niveau trophique ou descriptifs de la structure démographique (taille moyenne, taille maximale, distribution des fréquences de taille) avec un regard suivant l'appartenance des espèces à une catégorie écologique ou trophique.

Inventaire spécifique, richesse

Suivant le protocole d'échantillonnage retenu (5 stations intra AMP), 70 espèces de poissons ont été inventoriées au cours de l'étude ; elles appartiennent à 37 familles (annexe 5.1). La famille la plus riche en espèces est celle des Carangidae (7 espèces), suivie des Mugilidae

(6 espèces) et des Haemulidae (5 espèces). Plus de 50% des familles ne sont représentées que par une espèce.

Sur l'ensemble de l'étude, les espèces Marines Estuariennes (ME) représentent 30% des espèces, celles Estuariennes d'origine marine (Em) 24% et celles Marines occasionnelles (Mo) 16% (Fig. 5.1). En terme de catégorie trophique, les prédateurs de 2^{ème} niveau (p2-ge et p2-pi) regroupent environ 44% des espèces, les prédateurs de 1^{er} niveau environ 41% et les herbivore (he-de et he-ph) 13%. Il existe une espèce de catégorie trophique omnivore généraliste (om-ge) (Fig. 5.1 et annexe 5.1), mais cette espèce étant peu présente lors de cette étude, car observée seulement à 2 campagnes, n'est pas prise en compte dans la présente étude.

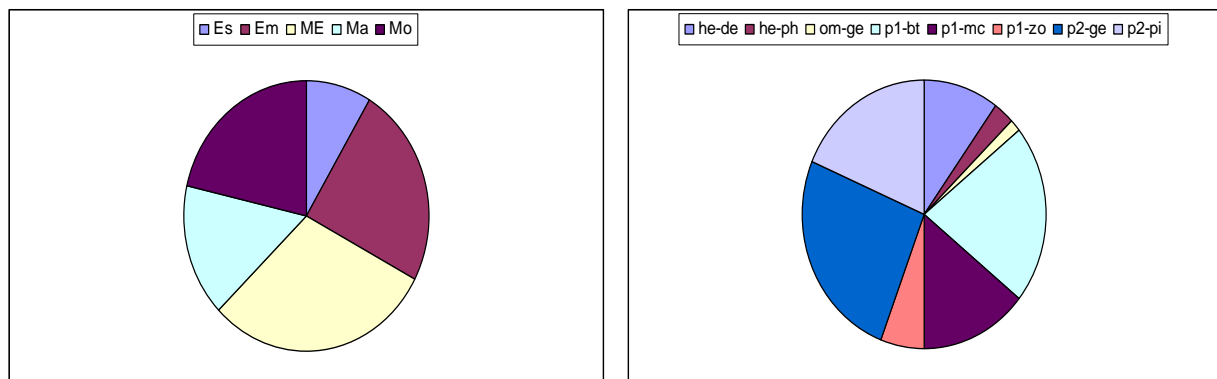


Figure 5.1 : Répartition (en %) des 70 espèces observées par catégories écologiques (gauche) ou par catégories trophiques (droite) dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011. (Pour les libellés, voir chapitre méthodologie)

Tableau 5.1 : Liste des 15 premières espèces présentes par année (9), par campagne (27) et par coup de pêche (135) dans le bolon de Bamboung (2003-2011). (Pour les codes, voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4).

Espèce	Catégorie écologique	Catégorie trophique	Nb année présence	Fréquence /campagne	Fréquence /coup	Présence 2003
<i>E. melanopterus</i>	ME	p1-mc	9	100,0	64,4	Oui
<i>G. nigri</i>	Es	p1-mc	9	100,0	57,7	Oui
<i>S. maderensis</i>	ME	p1-zo	9	96,3	54,8	Oui
<i>L. falcipinnis</i>	Em	he-de	9	92,6	34,8	Oui
<i>A. latiscutatus</i>	ME	p2-ge	9	88,8	42,9	Oui
<i>M. sebae</i>	Es	p2-ge	9	81,4	28,1	Oui
<i>E. fimbriata</i>	Em	he-ph	9	77,8	39,2	Oui
<i>P. perotaei</i>	Em	p1-bt	9	74,1	29,6	Oui
<i>A. parkii</i>	ME	p2-ge	9	70,4	22,9	Oui
<i>E. lacerta</i>	ME	p2-pi	9	66,6	23,7	Oui
<i>D. margaritella</i>	Em	p1-bt	9	62,9	14,8	Oui
<i>M. curema</i>	Em	he-de	9	55,5	15,5	Oui
<i>G. decadactylus</i>	ME	p2-ge	9	51,8	15,5	Oui
<i>E. guttifer</i>	ME	p1-bt	8	44,4	10,3	Oui
<i>T. guineensis</i>	Es	he-de	8	40,7	8,9	Oui

Quinze espèces sont présentes au moins 8 des 9 années de l'étude (Tab. 5.1). Treize d'entre elles ont été observées au moins une fois chaque année pour un taux de présence par campagne compris entre 100% (les 2 espèces de Gerreidae) et 41% (*T. guineensis* Tab. 5.1).

Toutes ces espèces ont été observées en 2003. Les 3 espèces les plus régulières (Tab. 5.1) peuvent être considérées comme présentes à chaque campagne et dans plus de 50% des coups de pêche. La plupart de ces 15 espèces appartiennent aux deux catégories écologiques dominantes (Em et ME) sauf *G. nigri* et *T. guineensis* qui sont des espèces estuariennes strictes. Toutes les catégories trophiques sont représentées (Tab. 5.1).

Sur l'ensemble de l'étude, la richesse par coup de pêche (0 à 24 espèces) est de 7,06 ($\pm 4,28$) espèces ; après la mise en défens, elle atteint une valeur de moyenne de 6,82 $\pm 4,22$ espèces. Bien que non significative (analyse de variance, $p >> 0,05$), l'évolution annuelle de cet indicateur décrit 3 périodes (Fig. 5.2) : la première (2003-2005) montre une diminution (20%) du nombre d'espèces par coup de pêche, le seconde (2005-2009) une augmentation de l'ordre de 15%, et la troisième (2009 à 2011) une diminution de 23%. Dans l'estuaire du Sine Saloum en 2002-2003, la richesse par coup de pêche est de 7,40 ($\pm 4,86$) espèces (Ecoutin et al. 2010).

La richesse spécifique annuelle est comprise entre 26 (en 2011) et 45 (en 2006) pour une valeur moyenne de 36,04 ($\pm 6,52$). La richesse annuelle observée en 2004 diminue par rapport à celle de 2003 ; de 2005 à 2009, elle est maximale ; 2010 et 2011 correspondent aux 2 années où la richesse est la plus faible (Fig. 5.2).

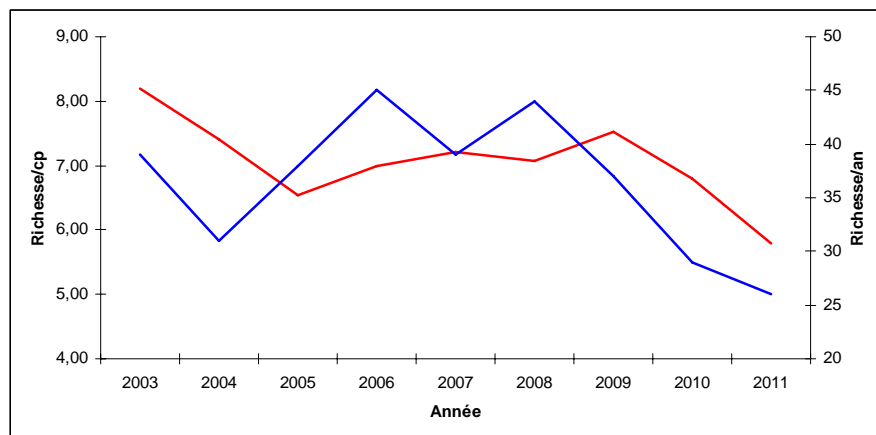


Figure 5.2 : Evolution annuelle de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche (rouge, ordonnée gauche) ou par an (bleu, ordonnée droite) du peuplement de poissons du bolon de Bamboung.

La richesse spécifique calculée par catégorie écologique (Fig. 5.3) met en avant :

- une diminution régulière du nombre d'espèces de la catégorie estuarienne d'origine marine (14 en 2003 contre 10 en 2011) ;
- la présence entre 2006 et 2008 de la quasi totalité des espèces Marines accessoires recensées (entre 8 et 9 sur 11 espèces recensées) contre 3 à 5 les autres années ;
- un nombre important d'espèces Marines Estuariennes (ME) entre 2004 et 2010, malgré des fluctuations annuelles ;
- pour chaque catégorie écologique, des richesses en 2010 et 2011 toujours inférieures à la moyenne calculée sur toute la période ; en 2011, la contribution relative de chaque catégorie à la richesse totale est similaire à celle observée en 2003, mais avec un tiers de moins d'espèces observées par catégorie en 2011.

Analysée par catégorie trophique, l'évolution de la richesse est marquée par deux phénomènes : d'une part la diminution de la part relative des espèces herbivores (he-de et he-ph) entre 2004 et 2009 (23 à 8% de la richesse totale), d'autre part l'importance relative entre 2005 et 2009 des prédateurs de 2^{ème} niveau (p2-ge et p2-pi) qui contribue à 40% voire plus de

la richesse totale observée contre environ 33% les autres années. La diminution de la présence d'espèces herbivores est liée aux espèces de la famille des Mugilidae qui, de 6 au début de l'étude, terminent à 3 en 2011 et seules *L. falcipinnis* et *M. curema* sont observées tout au long de l'étude (annexe 5.1). A partir de 2010, la diminution de la richesse totale s'observe pour chacune des catégories trophiques, avec, en valeur relative, une augmentation du nombre d'espèces herbivores qui retrouve les valeurs observées en 2003 (de l'ordre de 20%).

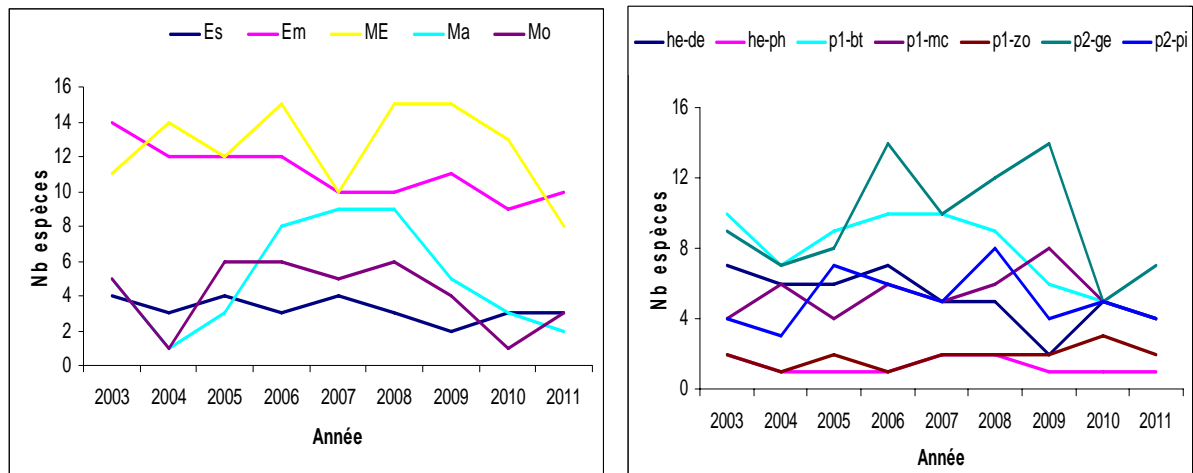


Figure 5.3 : Evolution annuelle de la richesse spécifique par catégories écologiques (gauche) ou trophiques (droite) du peuplement de poissons du bolon de Bamboung. (Pour les codes, voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4)

Abondance

L'abondance par coup de pêche varie entre 0 individus (présence de 2 coups nuls) et presque 20 000 individus (annexe 5.2) pour une valeur moyenne de 411 individus ($\pm 1\ 760$). Ces fortes variations entre coups de pêche limitent les comparaisons qui pourraient être faites. L'évolution interannuelle de l'abondance par coup de pêche décrit 2 périodes (Fig. 5.4) : entre 2003 et 2009, une abondance qui varie entre 70 et 370 individus ; en 2010 et 2011, une augmentation importante de l'abondance qui atteint en 2011 une valeur supérieure à 1 500 individus par coup. Il existe une forte corrélation (Fig. 5.4, $r^2=0,98$) entre les variations d'abondance totale et celles d'*Ethmalosa fimbriata* (Clupeidae, Em, he-ph). En 2011, l'abondance de cette espèce représente plus de 50% de son abondance totale observée entre 2003 et 2011, mais dès 2009, l'abondance de cette espèce s'avère notable puisqu'elle représente plus de 70% de l'abondance totale de 2009. A une moindre échelle, une autre espèce participe aussi à l'augmentation d'abondance observée en 2010 et 2011 ; il s'agit de *S. maderensis* (Clupeidae, ME, p1-zo) avec une abondance pour ces 2 années contribuant à plus de 55% de son abondance totale observée au cours de l'étude (annexe 5.2).

En fonction de l'importance numérique de ces 2 espèces citées, deux catégories écologiques dominant en abondance, à savoir celle des Estuariennes d'origine marine (Em) et des Marines Estuariennes (ME) ; toutefois, la variation interannuelle de l'abondance décrit deux périodes : 2003 et 2008-2011 où les estuariennes d'origine marine représentent plus des 2/3 voire des 3/4 de l'abondance totale ; 2004-2007, où les ME participent globalement à plus 50% de l'abondance totale. Une 2^{ème} remarque porte sur l'évolution de l'abondance des Estuariennes strictes (Es) : à partir de 2007, leur abondance diminue régulièrement pour atteindre en 2011 40% des abondances observées en 2003 ou en 2004.

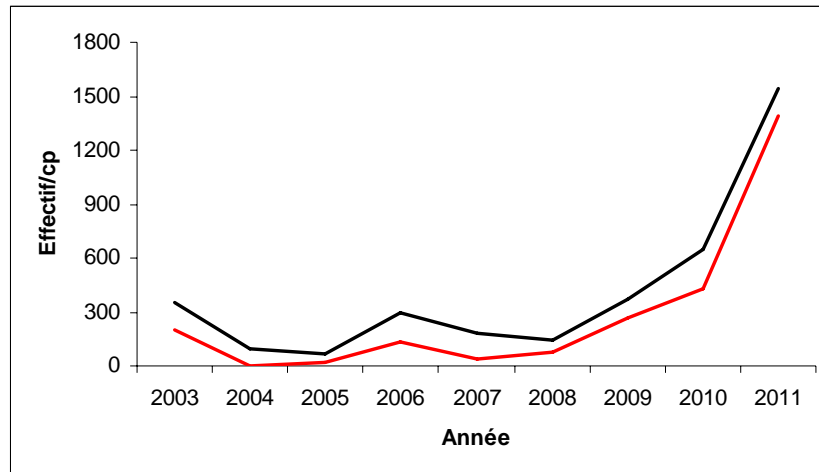


Figure 5.4 : Evolution annuelle de l'effectif total (noir) ou d'*E. fimbriata* (rouge) par coup de pêche dans le bolon de Bamboung.

En termes de catégories trophiques, 4 faits majeurs sont à noter, hors ce qui a déjà été indiqué pour les espèces *E. fimbriata* et *S. maderensis* :

- Dès la mise en défens, une diminution très forte de l'abondance des espèces détritivores, puisque la moyenne interannuelle de l'abondance après la mise en défens (2004-2011), est à peine plus de 5% de la valeur observée en 2003 ; la plus forte abondance observée, celle de 2008, représente 15% de celle avant la mise en défens.
- L'augmentation de l'abondance des espèces benthophages entre 2003 et 2011, avec une abondance maximale observée en 2011 de 165 individus contre 30 en 2003.
- L'augmentation de l'abondance des prédateurs généralistes (p2-ge), la moyenne des valeurs annuelles en période d'AMP est 6 fois supérieure à la valeur observée en 2003 et seule en 2011, l'abondance est inférieure à celle de 2003 (respectivement 39 contre 54). Cette valeur moyenne après mise en défens est liée à l'abondance forte d'*Arius spp.* observée lors d'un coup de pêche en 2007. Malgré tout, en supprimant ce coup de pêche, les valeurs observées entre 2004 et 2009 restent deux fois supérieures à celle observée en 2003.
- Le doublement en moyenne de l'abondance des espèces piscivores (p2-pi) après la fermeture de l'exploitation halieutique, avec 2 années présentant un pic d'abondance (2005 et 2011).

Biomasse

La biomasse par coup de pêche varie entre 0 et 725 kg (mars 2007) pour une moyenne par coup de pêche de 24,1 kg ($\pm 78,6$, annexe 5.3). Comme pour l'abondance, la forte variabilité des valeurs par coup de pêche rend difficile l'utilisation de tests de comparaison. La variation annuelle de la biomasse par coup (Fig. 5) est liée à celle de 2 groupes d'espèces :

- d'une part, la famille des Ariidae qui crée les variations de la biomasse totale entre 2006 et 2009 avec 2 pics de forte biomasse (2007 et 2009). L'année 2007 représente près de 60% de la biomasse totale capturée au cours de l'étude, l'année 2009 en représentant 24%. Les 2 espèces régulièrement présentes d'Ariidae (*A. latiscutatus* et *A. parkii*) participent conjointement à cette évolution interannuelle ($r^2=0,79$).

- d'autre part, *E. fimbriata*, qui, bien qu'étant une espèce de petite taille (TMO après mise en défens = 236 mm), montre en 2010 et 2011 du fait des très fortes abondances déjà décrites, des biomasses conséquentes (17% en 2010 et 57% en 2011 de la biomasse totale pour cette espèce).

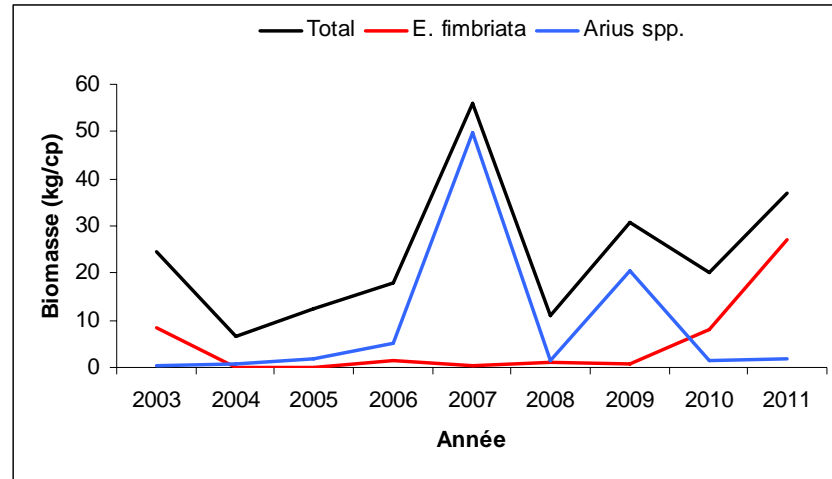


Figure 5.5 : Evolution annuelle de la biomasse (kg par coup de pêche) totale (noir), d'*E. fimbriata* (rouge) et d'*Arius spp.* (bleu) dans le bolon de Bamboung.

Pour les espèces Estuariennes d'origine marine (Em), l'évolution de la biomasse est totalement liée à celle d'*E. fimbriata* et, pour la catégorie Marine Estuarienne (ME), à celle des Ariidae. Toutefois, certaines évolutions sont caractéristiques (Fig. 5.6) :

- la biomasse des espèces estuariennes strictes (Es) diminue régulièrement pour atteindre entre 2009 et 2011 environ 12% de la valeur de 2003 (1,77 kg par coup de pêche) ;
- entre 2005 et 2011, la valeur annuelle de la biomasse des espèces Marines accessoires est entre 5 et 30 fois supérieure à celle de 2003 (0,06 kg/coup) ;
- en supprimant le poids des Ariidae de la catégorie ME (Fig. 6), la biomasse observée pendant la mise en défens, à l'exception de l'année 2007, est toujours 2 à 3 fois supérieure à celle de 2003 (1,21 kg/coup) ;
- entre 2004 et 2011, les biomasses observées pour les espèces Estuariennes d'origine marine (Em, hors *E. fimbriata* Fig. 6) sont toujours au moins 2 fois plus faibles que celle de 2003 (12,48 kg/coup).

De la même manière que pour les catégories écologiques, l'analyse par catégories trophiques est présentée hors *E. fimbriata* (he-ph) et hors Ariidae (p2-ge). L'ethmalose formant la principale voire l'unique espèce de sa catégorie, l'évolution de cette dernière ne présente plus d'intérêt. La biomasse de la catégorie des omnivores généralistes étant très faible, elle est aussi supprimée de la présente analyse. Les principales caractéristiques de l'évolution des biomasses annuelles sont présentées en figure 5.7 :

- à partir de 2004, la biomasse des espèces détritivores est inférieure à 5% de celle observée en 2003 (13,09 kg/coup) à l'exception de 2006 (11%) et de 2008 (18%) ;
- les espèces benthophages montrent des biomasses 2 à 5 fois supérieures après la mise en AMP (sauf année 2007) à la valeur de 2003 (0,74 kg/coup) ;

- entre 2004 et 2009, la biomasse des prédateurs généralistes (hors *Arius spp.*) est au minimum 3 fois supérieure à celle observée en 2003 ; mais, en 2010 et 2011, les biomasses sont du même ordre, voire inférieures, à celle de l'année de référence ;
- pour les espèces piscivores, la biomasse annuelle observée en période d'AMP est de 2 à 15 fois supérieure à celle de 2003 (0,39 kg/coup).

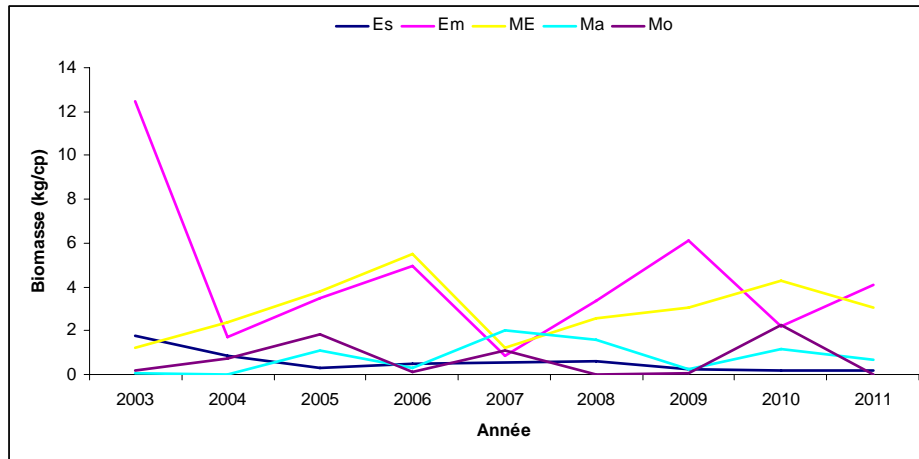


Figure 5.6 : Evolution de la biomasse (kg par coup de pêche) par catégorie écologique dans le bolon de Bamboung, les biomasses d'*E. fimbriata* (Em) et d'*Arius spp.* (ME) ne sont pas prises en compte.

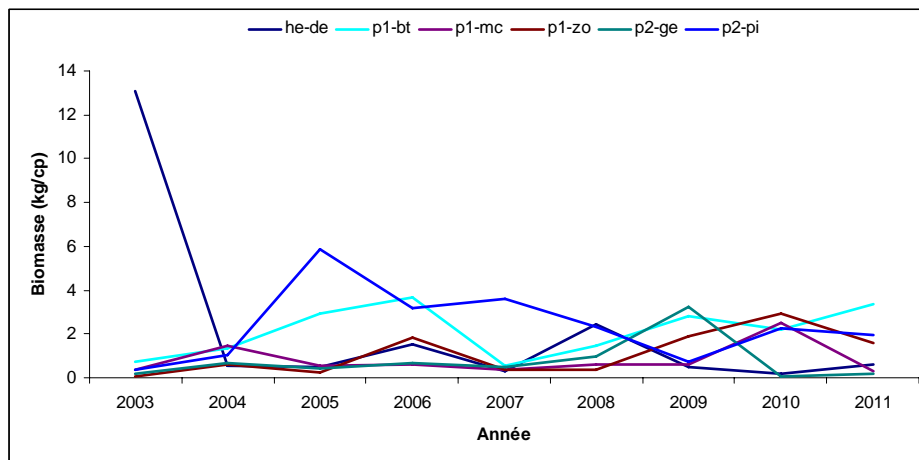


Figure 5.7 : Evolution de la biomasse (kg par coup de pêche) par catégorie trophique dans le bolon de Bamboung, les biomasses d'*E. fimbriata* (he-ph) et d'*Arius spp.* (p2-ge) ne sont pas prises en compte.

Niveau trophique

Le niveau trophique moyen annuel du peuplement de poissons de Bamboung est compris entre 3,06 ($\pm 0,48$) en 2003 et 3,58 ($\pm 0,47$) en 2005. Les niveaux trophiques moyens calculés sur le peuplement après la mise en défens sont supérieurs de 10% (sauf 2009-2010) à celui de l'année 2003 ; mais seules les années 2005 à 2007, avec une valeur limite pour 2004, sont significativement différentes de 2003 (test Tukey HSD, seuil de 95%). A partir de 2008, les valeurs obtenues (entre 3,31 et 3,39) ne sont statistiquement différentes ni de celle de 2003, ni de celles de 2004 à 2007 (Fig. 5.8).

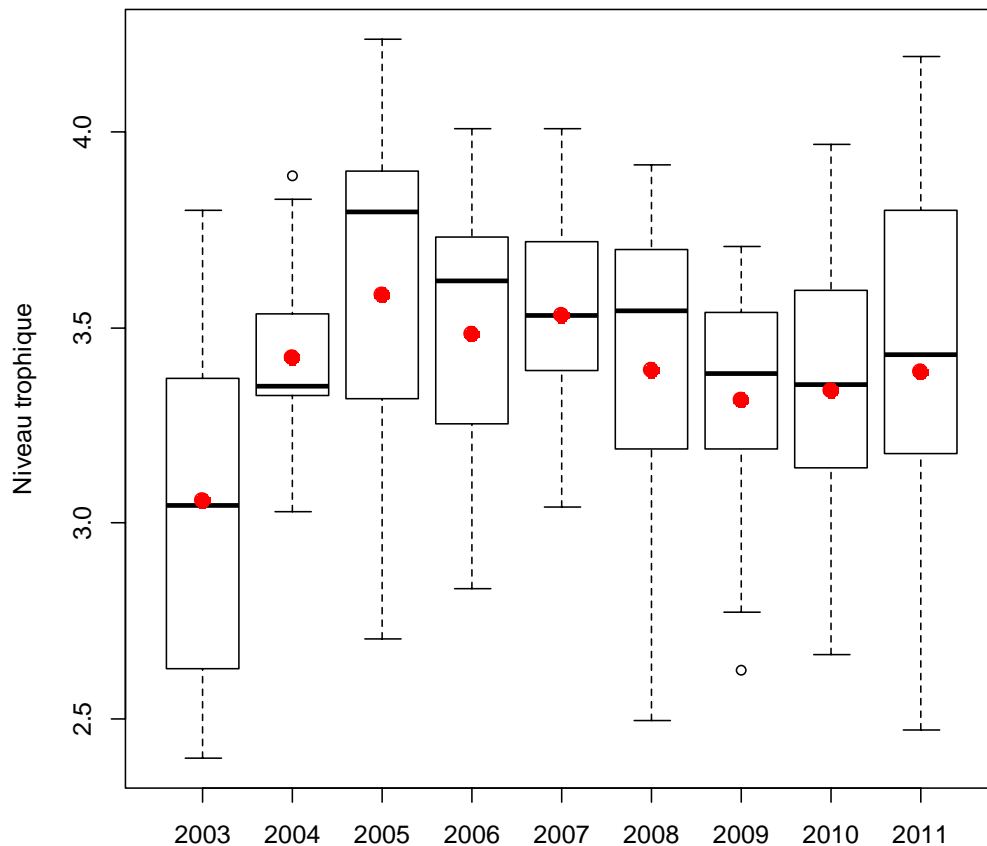


Figure 5.8 : Variabilité annuelle des niveaux trophiques moyens par coup de pêche. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.

Structure en taille

Le plus petit individu mesuré (32 mm en longueur à la fourche) correspond à *E. fimbriata* et le plus grand (1 370 mm) à *Carcharhinus leucas*. Trois indicateurs sont analysés pour comprendre l'évolution du peuplement de poissons entre 2003 et 2011. Il s'agit de la taille maximale observée (TMO), de la taille moyenne (Lmoy) et de la distribution de fréquences de taille (DFT).

Taille maximale observée

A partir de 2005, le **plus grand individu mesuré** au cours d'une année est de taille toujours supérieure de 125 mm au minimum, à celle mesurée en 2003 (695 mm, Tab. 5.2). Les moyennes annuelles de la **taille maximale observée**, calculée à partir du plus grand individu mesuré par coup de pêche (soit 15 valeurs puisqu'il y a 15 coups de pêche par année), sont comprises entre 365 mm (± 150) en 2003 et 511 mm (± 302) en 2005. L'évolution annuelle montre une augmentation de cet indicateur entre 2003 et 2005, puis une stabilisation après 2005 entre 400 et 480 mm (Fig. 5.9) ; malgré tout, en raison des fortes variabilités intra annuelles, ces différences ne sont pas significatives (analyse de variance, $p \gg 0,05$).

En termes de catégories écologiques, seules les catégories à affinité marine décrivent des évolutions temporelles typées : pour les espèces Marines Estuariennes (Fig. 5.10), cet indicateur augmente de 2003 (225 mm) à 2006 (420 mm), puis se stabilise autour de 380 mm après 2008 ; le schéma est légèrement différent pour les espèces marines accessoires avec une augmentation entre 2003 (170 mm) et 2005 (381 mm), puis des valeurs variables mais avec une tendance à l'accroissement de la taille maximale ; enfin pour les espèces marines occasionnelles, les variations observées sont très fortes liées à l'observation, souvent aléatoire, dans le bolon d'un individu de grande taille (Fig. 5.10). Pour la catégorie estuarienne stricte, aucune variation n'est observée ; quand à celle estuarienne d'origine marine, cet indicateur montre une légère tendance à la diminution des valeurs moyennes annuelles.

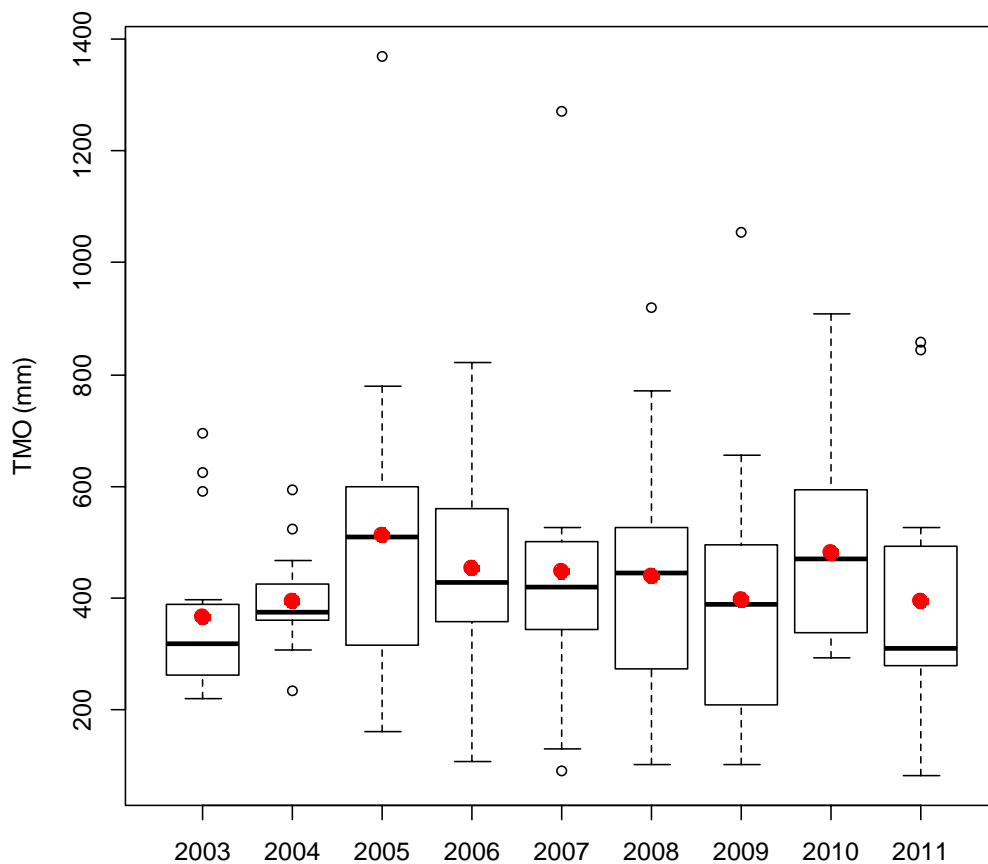


Figure 5.9 : Variabilité annuelle de la taille maximale observée (TMO) par coup de pêche dans le bolon de Bamboung. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.

L'analyse par catégorie trophique montre 5 schémas d'évolution des tailles maximales observées :

- D'une année sur l'autre, la variation du plus grand individu mesuré est forte et la moyenne annuelle de cette taille maximale par coup de pêche diminue ; c'est le cas des espèces phytophages (he-ph) et donc de l'ethmalose principalement ; la valeur moyenne observée en 2003 (206 ± 56 mm) varie autour de 80-120 mm les années suivantes bien que l'on observe de temps en temps un individu de taille supérieure à 200 mm.

- La taille du plus grand individu mesuré diminue d'année en année, mais la moyenne de la taille maximale par coup de pêche ne varie pas ; ce schéma est représenté par les herbivores détritivores.
- La taille du plus grand individu mesuré chaque année augmente, mais la moyenne par coup de pêche ne varie pas ; les espèces microphages (p1-mc) et zooplanctonophages (p1-zo) décrivent ce cas.
- La taille du plus grand individu observé chaque année augmente malgré de fortes variations dans cette tendance et la valeur moyenne annuelle augmente vers des valeurs maximales entre 2005 et 2008, puis diminue pour atteindre des valeurs égales ou inférieures à 2003 ; ici se placent les espèces des catégories benthophages (p1-bt) et piscivores (p2-pi).
- Enfin, à la fois la taille du plus grand individu mesuré annuellement et la valeur moyenne par coup de pêche augmentent jusqu'à un maximum observé en 2006, puis les valeurs observées se stabilisent tout en restant toujours supérieures aux valeurs de 2003 ; les prédateurs généralistes représentent ce schéma.

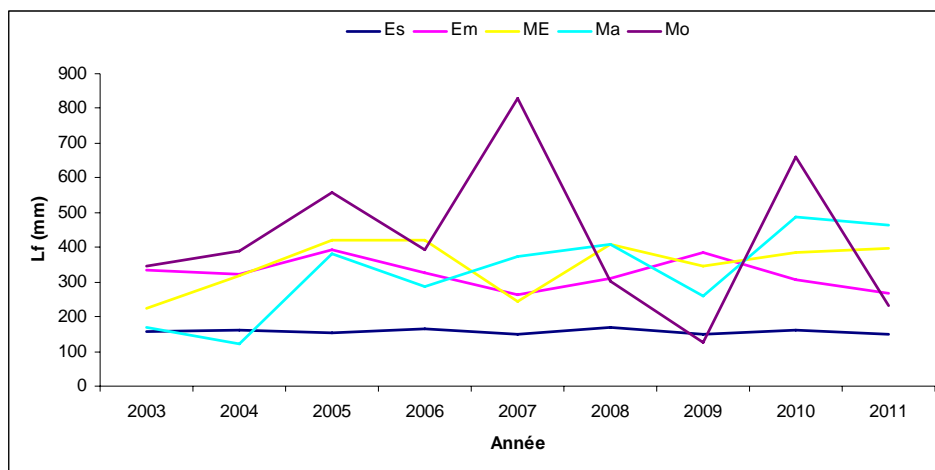


Figure 5.10 : Evolution annuelle de la taille maximale observée par coup de pêche par catégorie écologique.

Tableau 5.2 : Evolution annuelle des indicateurs de structure de taille du peuplement de poissons du bolon de Bamboung, 2003-2011.

Indicateurs	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Moy. taille maximale par coup	365	393	511	452	448	439	398	480	394
Plus grand individu mesuré	695	595	1370	820	1270	920	1055	908	857
Moy. taille moyenne par coup	167	164	232	223	156	199	162	157	175
% grands individus (>30cm)	0,6	4,7	15,4	3,6	39,6	3,6	4,8	0,6	0,2
Valeur 1 ^{er} mode	9	9	8	9	9	9	8	9	10
Effectif 1 ^{er} mode	1145	566	199	1148	390	773	1048	3995	11357
Amplitude 1 ^{er} mode (cm)	6-15	6-16	7-18	7-12	7-18	7-16	6-12	7-15	7-13
Deux classes à effectif nul (cm)	35	43	47	51	53	53	57	49	46

Taille moyenne

La moyenne annuelle de la **taille moyenne par coup de pêche** est comprise entre 156 mm (± 80) en 2007 et 232 mm (± 105) en 2005 (Fig. 5.11, Tab. 5.2). Les valeurs estimées pour les années 2005 et 2006 (231 et 223 mm), bien que supérieures aux autres valeurs, ne sont pas

significativement différentes ($p > 0,05$) de celles des autres années (entre 156 et 175 mm) avec une situation intermédiaire en 2008 (199 mm). Pour 2005 et 2006, ces valeurs plus élevées sont expliquées par un coup de pêche d'effectif faible et d'individus de grande taille, la moyenne des tailles des individus pêchés étant alors de 500 mm voire plus (Fig. 5.11).

La taille moyenne par coup de pêche et par année pour les espèces estuariennes strictes reste stable entre 120 et 130 mm au cours de la période d'étude (Fig. 5.12). Celle des espèces estuariennes d'origine marine décrit 2 maxima en 2005 (269 mm) et en 2009 (232 mm) et 2 minima en 2007 (124 mm) et en 2010-2011 (160-180 mm). A partir de 2005 pour les espèces marines estuariennes comme pour celles marines accessoires, les tailles moyennes sont supérieures aux valeurs de 2003 ; mais, si, pour le premier groupe d'espèces, les moyennes après 2006, diminuent, pour le second, elles restent stables voire elles augmentent. Enfin l'évolution interannuelle des tailles moyennes par coup de pêche pour les espèces marines occasionnelles est similaire à celle observée pour les tailles maximales, ceci étant expliqué par les faibles abondances des espèces représentant cette catégorie écologique (Fig. 5.12).

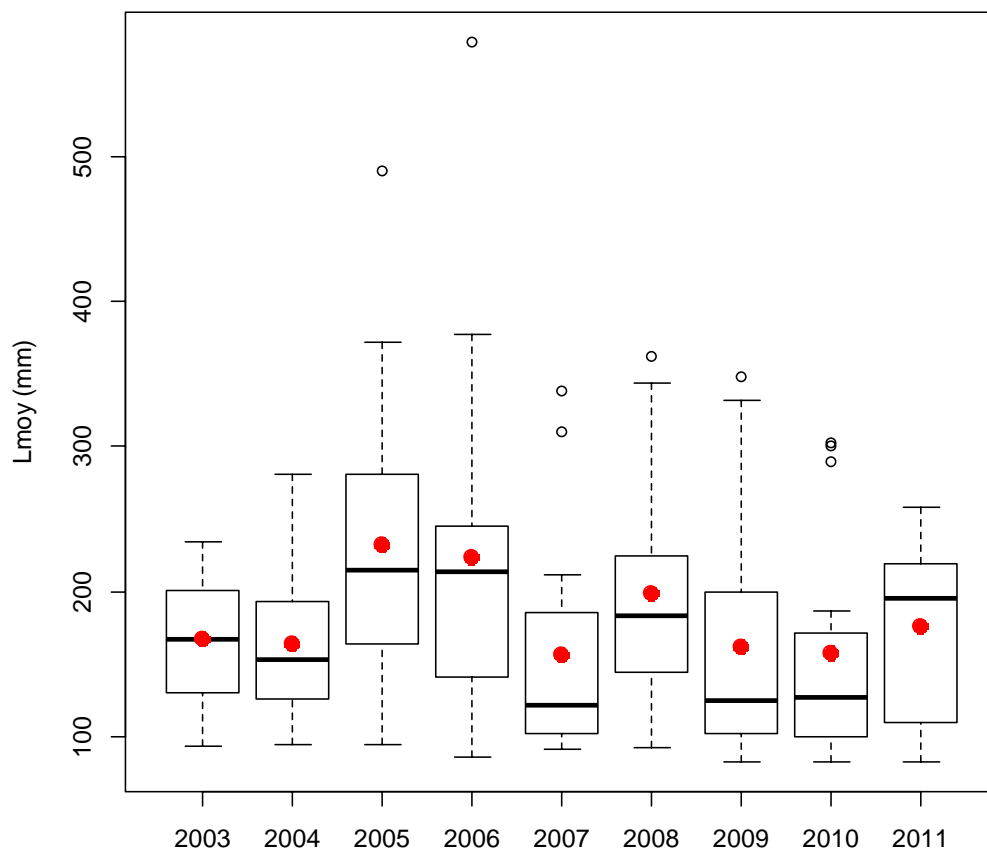


Figure 5.11 : Variabilité annuelle des tailles moyennes (Lmoy) par coup de pêche dans le bolon de Bamboung. Les points rouges indiquent la moyenne de cet indicateur.

Plusieurs schémas d'évolution interannuelle des moyennes de la taille moyenne par coup de pêche peuvent être décrits suivant les catégories trophiques :

- Le premier est celui des espèces phytophages avec une valeur forte en 2003 (166 ± 52 mm) ; les années suivantes, les moyennes sont toujours plus faibles et beaucoup sont inférieures à 100 mm. Les espèces zooplanctonophages répondent à un moindre degré

de ce schéma : avant la mise en défens, la moyenne est de 114 mm (± 18), et à l'exception de 2005, toutes les autres moyennes lui sont inférieures voire même inférieures à 100 mm.

- Le second schéma évolutif est décrit par les espèces détritivores, benthophages et microphages. A partir de la valeur calculée avant la mise en défens, une augmentation moyenne de 10 à 20 mm est observée avec pour une seule année, une valeur inférieure à l'observation de 2003.
- Les prédateurs généralistes fournissent le troisième schéma, celui de l'augmentation forte et significative de la moyenne annuelle de la taille moyenne par coup de pêche. A partir de la moyenne de 2003 (201 ± 71 mm), à l'exception de la valeur en 2007 proche de celle de l'année de référence, l'augmentation de cet indicateur est régulière pour atteindre en 2011, 313 mm (± 99).
- Enfin les piscivores décrivent un schéma de variations interannuelles importantes (307 mm en 2004, 490 mm en 2007) autour de la valeur de 2003 (429 ± 174 mm).

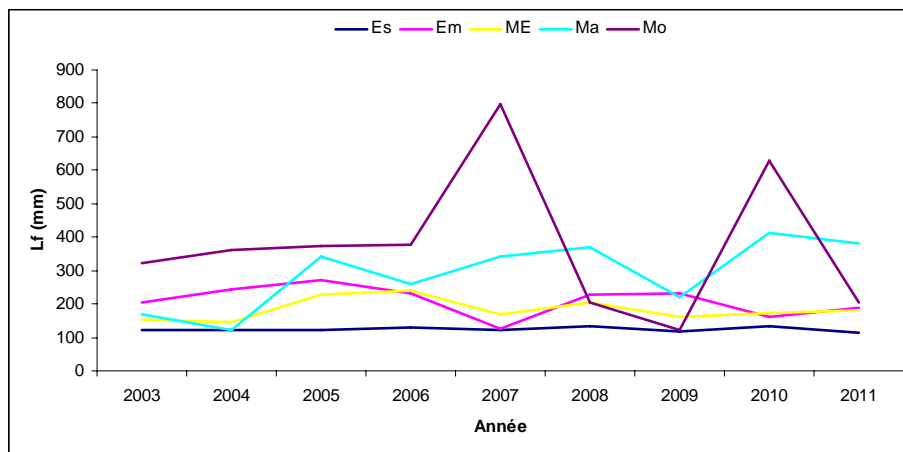


Figure 5.12 : Evolution annuelle de la taille moyenne par coup de pêche par catégorie écologique (description des codes, Fig. 1.6).

Distribution de fréquences de taille

L'analyse est présentée année par année au regard de la **distribution de fréquences de taille** de 2003. Les effectifs sont regroupés par classe de 1 cm et éventuellement transformés ($\log+1$) suivant la variabilité des effectifs par classe de taille. Pour chaque distribution représentée sur les figures, les longueurs sont tronquées à la classe de taille 60 cm pour mieux rendre visible les évolutions interannuelles dans la tranche 0-60 cm.

La distribution de fréquences de taille observée en 2003 (Fig. 5.13 noir), déjà décrite au chapitre sur l'état de référence, se présente sous une forme bimodale ; le premier mode centré sur la classe 9 cm, est d'une amplitude 6-15 cm pour un effectif modal de plus de 1 100 individus. Le second mode est beaucoup plus large (15-34 cm) pour une valeur modale autour de 20 cm et un effectif modal de plus de 400 individus. La fin de ce mode correspond à la première séquence de 2 classes de taille consécutives avec un effectif nul (Tab. 5.2). Le nombre de grands individus ($L_f > 30$ cm) correspond à 0,6% de l'effectif total.

Les distributions de fréquences de taille des années suivantes, présentées en 2 graphiques pour des raisons de lisibilité, présentent toutes un premier mode similaire à celui de l'année de référence (Fig. 5.13 et Tab. 5.2) : valeur modale 9 cm, quelquefois 8 cm (2005, 2009) ou 10

cm (2011) ; intervalle modale plus ou moins réduit suivant les années (Tab. 5.2) ; seul l'effectif modal varie entre 200-300 individus en 2005 et plus de 11 000 en 2011.

Le second mode observé en 2003 change complètement de forme en se transformant dès 2004 en un plateau avec une amplitude plus importante et un effectif par classe plus constant. Les années 2005 à 2007 accentuent ce phénomène : augmentation conjointe de l'amplitude du plateau et des effectifs par classe de taille. Le premier critère est confirmé par l'observation de la première séquence de 2 classes de taille consécutives nulles à des tailles plus élevées (Tab. 5.2) ; le second par l'analyse du pourcentage d'individus de taille supérieure à 30 cm (presque 40% en 2007). En 2008, ce plateau diminue à la fois en amplitude et en effectif par classe de taille (Fig. 5.13) ; toutefois la première séquence de 2 classes de taille à effectif nul est toujours au-delà des 50 cm (Tab. 5.2). En 2009, ce plateau se reforme en amplitude puisqu'il est visible jusqu'à plus de 55 cm. Enfin à partir de 2010, l'amplitude comme l'importance des effectifs par classe de taille diminue : le pourcentage de grands individus ($L_f > 30$ cm) est du même ordre qu'en 2003 et la première séquence de 2 classes consécutives à effectif nul s'observe pour des longueurs plus faibles (Tab. 5.2).

L'évolution entre 2003 et 2011 de la distribution de fréquences de taille des espèces estuariennes strictes (entre 3 et 27 cm) est marquée par la quasi disparition des individus de longueur supérieure à 15 cm ; ceux-ci représentent 55% des individus en 2003 contre moins de 10% à partir de 2009. Ce phénomène apparaît dès 2004.

En 2003, la distribution des fréquences de taille des espèces estuariennes d'origine marine explique très largement la distribution toutes espèces confondues (voir chapitre état de référence). Le second mode de taille, d'un effectif équivalent au premier mode en 2003, disparaît dès la première année de mise en défens et certaines classes de taille de ce second mode pourront certaines années présenter des effectifs conséquents ; ce mode ne sera jamais reformé comme en 2003. De façon globale, ces espèces ont des tailles comprises entre 3 et 69 cm. Le pourcentage de grands individus ($L_f > 30$ cm) est inférieur à 1% sauf en 2004 et 2005 où il approche, voire dépasse 10%.

C'est le groupe des espèces marines estuariennes (entre 4 et 105 cm) qui contribue le plus à l'évolution de second mode de tailles du peuplement de poissons de Bamboung. Le premier mode de la distribution est très centré sur 9 cm pour une amplitude de 5 à 6 cm. Par contre, le second mode, qui, en 2003, était d'amplitude faible (17-24 cm), voit celle-ci augmenter régulièrement jusqu'en 2009 (21-56 cm) et au cours de ces années là, montrer des effectifs par classe de taille conséquents (> 15 individus par classe). En 2010 et 2011, des individus de longueurs comprises entre 20 et 50 cm sont observés, mais en effectif faible par classe de taille (< 5 individus par classe). Cette évolution est largement traduite par l'indicateur du pourcentage de grands individus : de 1 à 4% en 2003-2004 et 2010-2011, il est souvent supérieur à 25% dans la période intermédiaire.

En 2003, les espèces marines accessoires sont représentées par des individus de petite ou moyenne taille (11-24 cm) et peu nombreux. A partir de 2005, ils sont plus nombreux pour des tailles comprises entre 5 et 60 cm. Les années 2007 et 2008 sont celles où ces espèces sont les mieux représentées. Nul en 2003 et 2004, le pourcentage de grands individus est supérieur à 50% dès 2005 pour atteindre 90% à la fin de l'étude.

Les espèces marines occasionnelles observées à Bamboung ont des tailles comprises entre 6 et 127-137 cm (2 individus de *C. leucas*). La distribution de fréquences de taille ne décrit aucune structure intéressante. Le pourcentage annuel de grands individus est généralement entre 1 et 4% sauf en 2005 (15%) et 2007 (40%).

Les espèces détritivores (he-de) sont observées dans le bolon à des tailles comprises entre 11 et 32 cm, pour une plage réelle d'observation entre 17 et 27 cm. En 2003, de nombreux individus ont été observés. Dès la mise en défens, les effectifs par classe de taille sont très faibles bien que l'amplitude de taille soit la même. Seules les années 2006 et 2008 montent une présence d'individus qui, sans être au niveau de celle observée en 2003, est un plus soutenue.

Les tailles des espèces phytophages (he-ph) sont comprises entre 3 et 29 cm. Le premier mode de distribution de fréquence de taille, presque toujours bien marqué s'agrandit tant en effectif qu'en amplitude à partir de 2009. En revanche, le second mode, bien formé en 2003, est faiblement visible uniquement en 2009 et 2010.

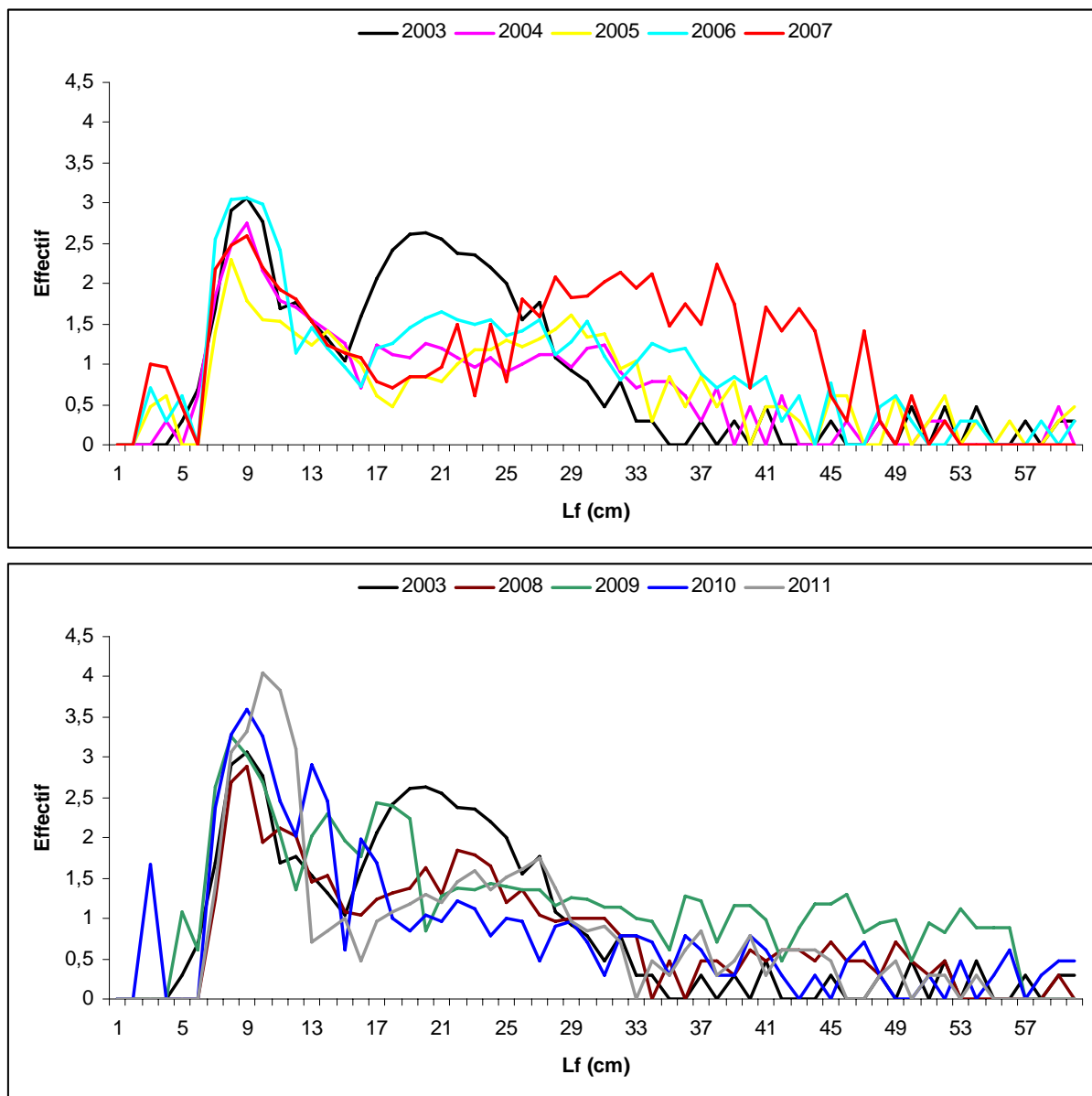


Figure 5.13 : Distribution de fréquences de taille (effectif en log+1) : 2004 à 2007 (haut), 2008 à 2011 (bas). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 2 figures.

Les espèces benthophages (p1-bt) sont de taille comprise entre 3 et 66 cm. A l'exception de 2011, des individus ont été observés chaque année sur l'ensemble de cette gamme de taille, à

raison de 1 à 5 individus par classe de taille, les classes n'étant pas contiguës. En 2011, la plupart des individus sont compris entre 23 et 28 cm et correspondent à la capture d'un même coup de pêche. Sauf pour 2011 où il est très faible, le pourcentage de grands individus est compris régulièrement entre 15 et 39% (2006, 41%).

Les espèces microphages (p1-mc, taille comprise entre 4 et 66 cm) sont principalement observées entre 7 et 15 cm pour une valeur modale de 8-9 cm et des effectifs par classe de taille similaires quelle que soit l'année. Les grands individus ($L_f > 30$ cm) sont très rares pour cette catégorie.

De taille comprise entre 7 et 31 cm, les espèces zooplanctonophages font principalement partie du 1^{er} mode de la distribution générale de fréquences de taille. Le seul fait notable porte sur la variabilité interannuelle des effectifs par classe de taille.

La distribution de fréquences de taille des espèces Prédateurs généralistes est comprise entre 7 et 105 cm. La présence d'un premier mode n'est pas visible ; par contre le second en forme de plateau voit son amplitude augmenter dès 2004 et est visible jusqu'en 2001 ; l'importance des effectifs par classe de taille est observée en 2006, 2007 et 2009. Cela se traduit en un pourcentage de grands individus de 10 à 15% en 2003 et 2004, puis toujours supérieur à 30% avec un maximum de 70% en 2007 et 85% en 2011.

Les espèces piscivores, de taille comprise entre 10 et 137 cm, sont bien représentées entre les classes 25 et 40 cm pour un effectif par classe sur l'ensemble de la période supérieur à 10 individus, avec une présence chaque année. Pour les autres classes de taille, l'observation est irrégulière suivant les années. Le pourcentage de grands individus est toujours fort (23 à 65%) sauf en 2005, 2010-2011.

Discussion

D'une façon générale, très peu de tests statistiques ont permis de montrer l'existence à l'échelle annuelle de changements significatifs des indicateurs étudiés ; cela est la conséquence d'une forte variabilité intra-annuelle des prises par coup de pêche :

- liée à la présence, ou non, de concentrations ou de bancs de poissons face à un coup de pêche standardisé dans sa réalisation, sans recherche de poissons (voir chapitre méthodologie) ;
- liée à une variabilité environnementale forte tant quotidienne (marée) que mensuelle (cycle lunaire) ou saisonnière (saisons marines ou saisons hydro-climatiques) (voir chapitre environnement) ;
- liée à l'existence d'une AMP dans un estuaire très ouvert sur le plateau continental permettant ainsi des migrations à différentes échelles de temps de populations marines côtières de poissons dans l'estuaire (voir chapitre variations saisonnières).

Richesse et composition spécifique

Le peuplement de poissons observé dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011 apparaît riche et diversifié avec 70 espèces identifiées ; il est composé de près des deux tiers des espèces inventoriées dans le Sine Saloum (114 espèces inventoriées selon Diouf, 1996).

La variation de la richesse spécifique observée par coup de pêche (0 à 24 espèces) ou par année (26 à 45 espèces) n'est pas significative. Toutefois les valeurs de ces 2 indicateurs

observées en 2010 et 2011 sont toujours les plus faibles de la série. L'évolution interannuelle non similaire de ces 2 indicateurs de richesse (diminution 2003-2005, légère augmentation 2005-2009, diminution 2009-2011 pour l'indicateur par coup de pêche contre diminution 2003-2004, valeurs fortes et régulières 2005-2008, diminution 2009-2011 pour l'indicateur par année) indique que la richesse annuelle observée dans l'AMP est forte au moins jusqu'en 2009, mais que la présence d'espèces régulières diminue au profit d'espèces occasionnelles. Ces espèces occasionnelles, à partir de 2009, participent à un moindre niveau à la richesse du bolon.

Plusieurs facteurs peuvent être évoqués pour expliquer la richesse ichtyologique relativement élevée observée à Bamboung entre 2005 et 2009. Les caractéristiques marines des eaux du bolon (légère sursalure), liées à sa localisation à proximité de l'océan, permettent à un grand nombre d'espèces marines ou estuariennes à affinité marine de coloniser ce milieu. Cela est confirmé par les observations de Hedgpeth (1967) et Hodgkin et Kendrix (1984) qui précisent qu'une sursalure modérée paraît favorable à la richesse en espèces des milieux estuariens. Un autre facteur susceptible d'expliquer cette richesse spécifique est la diversité des habitats, liée à la présence de mangrove sur certaines rives, à son absence sur d'autres, à la présence de grandes zones découvertes à marée basse (vasières) et à la succession de vasques plus ou moins profondes ainsi que à la présence de nombreux bolon secondaires (Albaret et al. 2005). La mise en défens permet la protection et éventuellement la reconstitution de ces habitats (Gell et Roberts 2003). Enfin un troisième facteur, fonction de cette multitude d'habitats et de la restriction de l'exploitation halieutique, est lié à l'arrivée de prédateurs de tous niveaux attirés par la présence de proies facilement accessibles (Gell et Roberts 2003). Ces explications, qui, pour la période avant 2009, semblent plausibles, ne paraissent plus logiques pour interpréter la diminution de la richesse des deux dernières années de l'étude.

La richesse spécifique analysée par catégorie écologique montre 3 faits majeurs : la diminution régulière du nombre d'espèces estuariennes d'origine marine ; l'augmentation de la contribution de la part marine du peuplement (ME, Ma, Mo) entre 2005 et 2010, représentant la moitié voire les deux tiers des espèces présentes ; la diminution à partir de 2010 du nombre d'espèces pour toutes les catégories écologiques, y compris pour les espèces estuariennes strictes.

Abondance et biomasse

Entre 2003 et 2011, les variations annuelles de l'abondance sont fortement corrélées à celles d'*Ethmalosa fimbriata*, clupéidé pélagique fortement inféodé aux écosystèmes estuariens même s'il existe des populations en mer (Charles-Dominique et Albaret 2003). De la même manière, les variations de biomasse sont liées à celles de 2 groupes d'espèces : d'une part, *Arius spp.* qui forme le pic de biomasse de 2007 et 2009 ; d'autre part, *E. fimbriata* qui, bien qu'étant une espèce relativement de petite taille, mais contribue aux pics de 2010 et 2011 en raison de ses fortes abondances. Cette dernière espèce, abondante en 2003, présente mais non abondante entre 2004 et 2008, devient dominante en abondance (et en biomasse) à partir de 2009.

Niveau trophique

Dès la première année de mise en défens, l'augmentation du niveau trophique moyen par rapport à l'année de référence, est de 0,36, soit 12%, elle s'accroît les 3 années suivantes, puis se stabilise pour finir en 2011 à une valeur de +0,33, soit 9%. De nombreux travaux

mettent en avant qu'une diminution de 0.10 du niveau trophique moyen peut être considérée comme significative : ainsi Pauly et al. (2001), repris par Laurens et al. (2004), par Kantoussan et al. (2009) et par Ecoutin et al. (2012) entre autres, retiennent une valeur de -0.10 par décennie face à une surexploitation soutenue, comme valeur indicatrice de perturbation. Au regard des travaux cités et de l'augmentation observée à Bamboung, l'hypothèse de régénération du peuplement de poissons peut largement être soutenue.

Structures de taille

A l'échelle du peuplement, l'évolution interannuelle des moyennes de la **taille maximale par coup de pêche** n'est pas statistiquement significative ; toutefois, dès 2005 cet indicateur est toujours supérieur à sa valeur de 2003 ; cela est confirmé par l'indicateur **taille du plus grand individu mesuré** qui, à partir aussi de 2005, est toujours plus grand qu'en 2003. Il y a donc une tendance à l'augmentation de la taille maximale des individus du peuplement de poissons observée dans l'AMP. Cette augmentation est visible au cours de la seconde année de mise en défens et l'indicateur reste ensuite relativement stable sur toute la période d'observation. Toutefois l'indicateur décrivant le **pourcentage de grands individus dans le coup de pêche**, c'est-à-dire des individus de longueur supérieure à 30 cm, modère un peu cette analyse. Que ce soit en 2003 ou en 2010-2011, ces individus représentent moins d'1% de l'effectif du peuplement. Au cours des autres années de l'étude, ils contribuent à environ 4 à 5% du peuplement et la valeur observée en 2007 est le fait d'un coup de pêche présentant une forte concentration de grands individus. De façon globale, il faut considérer que la mise en AMP du bolon de Bamboung, a permis, dès 2005, l'apparition de grands, voire très grands, individus qui, d'année en année, ont continué à être observés, mais que la part globale de ces grands individus qui avait augmenté les six premières années, a retrouvé en fin d'étude, les valeurs d'avant la mise en défens.

L'évolution interannuelle de la **moyenne des tailles par coup de pêche** n'est pas statistiquement significative et ne montre pas de tendance à partir de l'année 2003. Les 2 seules années où cet indicateur est plus important que les autres années de l'étude, correspondent en fait à un coup de pêche avec une présence forte de grands individus.

Les **spectres de taille** annuels confirment l'évolution des indicateurs de taille déjà analysés. En 2003, la distribution est très nettement bimodale. Dès la mise en défens, le deuxième mode se transforme en un plateau qui s'élargit d'année en année vers des tailles plus grandes. Entre 2005 et 2009, les classes de taille qui forment ce plateau sont constituées par plusieurs individus ; à partir de 2010, ces effectifs par classe de taille diminuent fortement.

L'application de ces différents indicateurs au peuplement de poissons observé annuellement ne répond pas à l'attente exprimée dans les différentes synthèses déjà faites sur l'évolution temporelle du peuplement à l'intérieur d'une AMP (Lester et al. 2009). Seuls quatre d'entre eux apportent une information positive sur la mise en défens : il s'agit de l'indicateur niveau trophique moyen et des 3 indicateurs décrivant l'évolution des tailles maximales et de la présence de grands individus. Certains indicateurs, comme la richesse spécifique annuelle, iraient même à l'inverse de ce qui est attendu. Ceci va à l'encontre des travaux en cours sur les AMP qui mettent souvent en avant un effet rapide sur l'augmentation de l'abondance, de la biomasse et des structures de taille dans les premières années d'existence de l'AMP (Abesamis et Russ 2005 ; Russ et al. 2005 ; Babcock et al. 2010). Ecoutin et al. (à paraître) irait aussi dans ce sens à partir d'une étude sur le peuplement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2007. Même si certains indicateurs suggèrent un effet positif suite à la création de

l'AMP de Bamboung, cela n'apparaît pas de façon évidente à l'échelle du peuplement dans son ensemble pour cette période plus longue.

Evolution par guildes fonctionnelles

Approche par guildes écologiques

La catégorie estuarienne stricte (Es) est composée principalement de 3 espèces observées régulièrement sur les 6 espèces inventoriées au cours de l'étude ; son abondance et sa biomasse diminuent régulièrement pour atteindre de faibles valeurs à la fin de l'étude. Cette évolution de l'abondance et de la biomasse est liée principalement à la raréfaction des individus de plus de 15 cm. Les quelques grands individus observés (15-27 cm) correspondent à l'espèce *Tilapia guineensis*, espèce qui aurait une capacité d'échanges avec le milieu avoisinant du Diomboss (Oudard 2009). Cette composante du peuplement est constituée d'espèces inféodées aux estuaires (définition *a priori* de cette catégorie écologique), y effectuant l'ensemble de leur cycle de vie et présentant des taux de reproduction souvent élevé. Les conditions environnementales ne leur étant pas défavorables, ce type d'évolution peut paraître paradoxal.

La composante du peuplement constituée par les espèces estuariennes d'origine marine (Em) voit aussi sa richesse spécifique diminuer en fonction du temps. Hors *Ethmalosa fimbriata*, son abondance et sa biomasse diminuent aussi très fortement. Les différents indicateurs de taille sont soit stables, soit présentant une légère tendance à la diminution. Les individus de cette catégorie forment majoritairement le 1^{er} mode quelles que soient les années et, en 2003, c'est cette composante qui constituait principalement le second mode. Dès 2004, les individus de taille comprise entre 16 et 27 cm, contribuent faiblement à la construction du spectre de taille du peuplement. Les espèces constituant cette catégorie écologique peuvent effectuer tout leur cycle de vie en estuaire tout autant que sur le plateau côtier marin.

La catégorie écologique des espèces marines estuariennes (ME) présente un schéma évolutif complètement différent des 2 précédentes. Dès la mise en défens, richesse spécifique, abondance et biomasse augmentent significativement. Il en est de même pour les indicateurs de taille et ce sont les grands individus de cette catégorie qui contribuent le plus à la formation et à l'importance du plateau formé par les grands individus du peuplement global. Cette catégorie est formée par des espèces se reproduisant exclusivement en mer, mais qui effectuent une partie importante de leur cycle de vie en estuaire, généralement la période juvénile du cycle. L'évolution des différents indicateurs montre donc que ces espèces ont largement profité de la mise en défens à la fois en abondance et en taille, certaines espèces dépassant même les tailles maximales observées habituellement dans ce type de milieu.

De nombreuses espèces de la catégorie marine accessoire (Ma) sont observées dans l'AMP entre 2006 et 2008 alors que ce n'est le cas ni au début de l'étude, ni à la fin. Mais cette forte richesse spécifique ne se traduit pas en abondance ou en biomasse. Seuls les indicateurs de taille montrent un réel effet de l'AMP sur cette catégorie écologique. En particulier, à partir de 2005, plus de la moitié voire les deux tiers de l'effectif observé dans l'AMP est constitué de grands individus ($L_f > 30$ cm), expliquant les tendances largement croissantes des autres indicateurs de taille tel le doublement ou le triplement de la taille maximale ou encore le doublement de la taille moyenne des populations d'espèces marines accessoires. L'AMP attirerait, de façon régulière, des grands individus de ces espèces.

La dernière catégorie écologique, celle des espèces marines occasionnelles (Mo), décrit un schéma d'occupation de l'AMP assez similaire au précédent : richesse spécifique légèrement

plus importante de 2005 à 2008, faible abondance et faible biomasse, présence de grands individus. Deux différences majeures apparaissent cependant entre ces deux catégories : d'une part, le rapport entre richesse annuelle observée et richesse totale qui ne dépasse jamais 40% (contre plus de 80% pour Ma) ; cela indique qu'il existe un remplacement régulier des espèces occasionnelles dans le Bamboung ; d'autre part, les indicateurs de taille ne sont pas aussi réguliers et constants que ceux des Ma, car ils présentent une variabilité inter annuelle forte. Ces espèces contribuent au peuplement de l'AMP de façon beaucoup plus aléatoire, ce sont plutôt des individus qui interviennent et non des espèces.

A travers sa structure en composantes écologiques, l'évolution du peuplement de poissons du bolon de Bamboung montre clairement une tendance forte, celle de la marinisation de ce peuplement avec d'une part, l'augmentation de la contribution de la composante à affinité marine (ME, Ma et Mo), d'autre part, la disparition des grands individus (toutes proportions gardées) des espèces à affinité estuarienne. Les populations d'espèces qui se reproduisent en estuaire sont constituées, à l'intérieur de l'AMP, d'individus de taille souvent inférieure à celle de 1^{ère} maturité sexuelle.

Approche par guildes trophiques

L'approche par catégorie trophique complète cette première description de l'impact d'une AMP sur le peuplement de poissons observé dans cette AMP.

La mise en défens du bolon de Bamboung a provoqué un réel déclin de la composante herbivore détritivore (he-de) : richesse diminuée de moitié, abondance et biomasse divisées par 10, diminution de la taille des plus grands individus mesurés. Cette catégorie est formée par 7 espèces, six sont des Mugilidae (Em ou ME) et la dernière, un Cichlidae (Es) ; ces espèces font partie de catégories écologiques à affinité estuarienne fortement impactées par la création de l'AMP. Les 2 espèces de Mugilidae qui intègrent la catégorie des espèces Marines Estuariennes, catégorie plutôt favorisée par la mise en défens, disparaissent des inventaires spécifiques annuels.

D'après Harrison et Whitfield (2012), la composante détritivore est une composante majeure d'un estuaire de l'ichtyofaune estuarienne. De même, les communautés de mangroves en Nouvelle Calédonie (Thollot et al. 1999) sont dominées en biomasse par les mugilidés. Toutefois, dans le contexte du Sine Saloum, Ecoutin et al. (2010) relie l'importance de ces espèces comme un indicateur de dégradation du milieu.

La catégorie des espèces herbivores phytophages (he-ph) n'est quasiment représentée que par *E. fimbriata*, donc l'évolution de cette catégorie rejoint ce qui a déjà été dit pour cette espèce.

La richesse spécifique des espèces benthophages (p1-bt) observées dans le bolon de Bamboung diminue de moitié à partir de 2009. L'abondance ne montrant de fortes variations interannuelles (sauf en 2011), l'augmentation de la biomasse par coup de pêche serait le résultat de l'accroissement des tailles des individus observés, ce qui n'est pas observé de fait : taille maximale relativement stable, taille moyenne à peine plus forte qu'en 2003, pourcentage de grands individus ne dépassant pas, sauf exception, 25 à 28%. La création de l'AMP a permis le développement de 2 espèces benthophages qui étaient pas ou peu présentes en 2003 ; elles forment dans la seconde partie de l'étude la biomasse dominante de cette composante.

Les espèces macrophages (p1-mc) ne semblent pas impactées par la création de l'AMP ; tous les indicateurs utilisés varient autour de la valeur de 2003 sans indiquer de tendance claire.

Ceci n'est plus le cas pour les espèces zooplanctonophages (p1-zo). La richesse spécifique annuelle reste stable autour de 2 espèces, mais dès la mise en défens, l'abondance et la biomasse augmentent sensiblement pour toute la durée de l'étude. Comme il n'y a pas réellement d'augmentation des indicateurs de taille, cela se traduit par une présence importante d'individus constituant le 1^{er} mode du spectre de taille. Cela est expliqué par l'espèce *S. maderensis* (ME) qui dans sa phase juvénile peut passer de longues périodes en zone estuarienne.

Les deux dernières catégories trophiques correspondent aux espèces prédatrices de second niveau (généralistes ou piscivores). Les indicateurs calculés montrent que la mise en défens du bolon de Bamboung a eu un effet très fort sur les espèces généralistes et sensible sur les piscivores. Deux éléments séparent ces 2 catégories : d'une part, pour les piscivores, une moindre présence marquée par moins d'espèces, une abondance plus faible et une biomasse plus réduite pour des individus plus grands ; d'autre part, une structure écologique des espèces différente :

- les piscivores sont majoritairement à forte affinité marine (Ma ou Mo), donc à présence plus irrégulière ; trois espèces sont, malgré cela, bien représentées *Elops lacerta* (ME) sur toute la période avec des indicateurs en augmentation, *L. gorensis* (Ma) et *P. quadrifilis* (ME) qui ne sont observées qu'après la mise en défens ;
- les espèces généralistes recouvrent toutes les catégories écologiques (1 Es, 4 Em, 8 ME, 2 Ma et 3 Mo). Les espèces à affinité marine (Ma et Mo) sont rares, peu abondantes et souvent de très petite taille, à l'exception de *B. liberiensis* observé plusieurs années de suite. En revanche, les espèces Marines Estuariennes (ME) sont régulièrement représentées et les deux espèces d'Ariidae (*A. latiscutatus* et *A. parkii*) contribuent largement à cette catégorie.

Interprété au travers de comportement trophique, le peuplement de poissons du bolon de Bamboung montre une tendance forte après la mise en défens, à une dominance de la prédation et en particulier de la prédation sur les poissons, crevettes et crabes ce qui correspond à la définition des deux catégories de prédateur de 2^{ème} niveau ; ceci se fait largement au détriment des consommateurs primaires herbivores. Sans être de même importance, la composante benthophage profite aussi de la mise en place de l'AMP. Le système aire marine protégée à Bamboung apparaît donc comme un lieu de nurserie temporaire ou plus régulier pour les prédateurs.

Conclusion : un impact différencié

L'analyse croisée de l'évolution des indicateurs entre les deux guildes fonctionnelles utilisées dans cette étude, apporte une vision différente de l'évolution du peuplement de poissons après sa mise en défens alors que l'analyse à l'échelle globale du peuplement ne laissait rien apparaître. L'AMP a mis en place un système où les populations marines côtières viennent plus ou moins régulièrement prélever leur part sur un stock estuarien. Ceci est déjà le fonctionnement normal d'un estuaire tropical. En effet, les estuaires sont souvent considérés comme jouant un rôle essentiel pour le développement des espèces marines côtières en constituant des zones de reproduction et de développement des juvéniles pour ces espèces (Whitfield 1999 ; Albaret 1999 ; Vidy 2000 ; Elliott et McLusky 2002 ; Martinho 2007).

Ce qui s'ajoute à ce fonctionnement largement décrit, c'est l'importance accrue de ce prélèvement trophique, amenant les populations estuariennes à des niveaux éventuellement limites de régénération. A l'échelle spatiale du Bamboung (3 km²), cela n'a sans doute pas grande influence sur les stocks du Sine Saloum (900 km²), mais, malgré tout, cela doit impérativement être pris en compte dans les futurs projets d'aménagement de cet estuaire.

Néanmoins, il faudra aussi percevoir à partir du bilan prédateur – consommateur primaire (marin – estuarien) les éventuels effets sur les activités de pêche de ces espèces qui tirent profit de l'AMP, car elles correspondent souvent à des espèces cibles voire emblématiques de la pêche artisanale sénégalaise.

Ce qu'il faut retenir :

L'application des différents indicateurs au peuplement de poissons observé annuellement ne répond pas à l'attente exprimée lors de la mise en place de l'Aire Marine Protégée de Bamboung. Seuls quatre d'entre eux apportent une information positive sur la mise en défens : il s'agit de l'indicateur de niveau trophique moyen et des 3 indicateurs décrivant l'évolution des tailles maximales et la présence de grands individus. Certains indicateurs, comme la richesse spécifique annuelle, iraient même à l'inverse de ce qui est attendu. Ceci va à l'encontre des travaux en cours sur les AMP qui mettent souvent en avant un effet rapide sur l'augmentation de l'abondance, de la biomasse et des structures de taille dans les premières années d'existence de l'AMP. Même si certains indicateurs suggèrent un effet positif suite à la création de l'AMP de Bamboung, cela n'apparaît pas de façon évidente à l'échelle du peuplement dans son ensemble pour cette période plus longue.

L'analyse croisée de l'évolution des indicateurs entre les deux guildes fonctionnelles, guildes écologique d'une part, guildes trophique d'autre part, apporte une vision différente de l'évolution du peuplement de poissons après sa mise en défens. L'AMP a mis en place un système où les populations marines côtières viennent plus ou moins régulièrement prélever leur part trophique sur un stock estuarien. Ceci est déjà le fonctionnement normal d'un estuaire tropical. En effet, les estuaires sont souvent considérés comme jouant un rôle essentiel pour le développement des espèces marines côtières en constituant des zones de reproduction et de développement des juvéniles pour ces espèces. Ce qui s'ajoute à ce fonctionnement largement décrit, c'est l'importance accrue de ce prélèvement trophique, amenant les populations estuariennes à des niveaux éventuellement à la limite d'une possible régénération des populations. A l'échelle spatiale du Bamboung (3 km²), cela n'a sans doute pas grande influence sur les stocks du Sine Saloum (900 km²), mais, malgré tout, cela doit impérativement être pris en compte dans les futurs projets d'aménagement de cet estuaire.

Annexe 5.1 : Liste des espèces inventoriées et occurrence annuelle dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011. (Cat.ecol, catégorie écologique et Cat.troph, catégorie trophique, voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4 ; *, espèce non observée auparavant dans le Sine Saloum).

Famille	Espèce	Cat ecol	Cat troph	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i>	Mo	om-ge	1	0	2	0	0	0	0	0	0
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	Mo	p1-bt	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ariidae	<i>Arius heudelotii</i>	ME	p2-ge	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Arius latiscutatus</i>	ME	p2-ge	2	3	3	2	1	1	3	3	3
	<i>Arius parkii</i>	ME	p2-ge	3	1	1	2	1	2	2	2	2
Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i>	Ma	p2-ge	2	0	1	2	1	0	1	0	0
Belonidae	<i>Strongylura senegalensis</i>	Em	p2-pi	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	Mo	p2-pi	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Blenniidae	<i>Hypoleurochilus langi*</i>	Es	p1-bt	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Carangidae	<i>Alectis alexandrinus</i>	Mo	p1-mc	0	1	1	2	2	1	1	1	0
	<i>Caranx hippos</i>	ME	p2-ge	2	0	1	1	0	0	0	0	0
	<i>Caranx senegallus</i>	ME	p2-ge	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	ME	p1-mc	0	1	0	0	0	0	1	3	0
	<i>Hemicaranx bicolor</i>	Mo	p2-ge	0	0	0	1	1	1	1	0	0
	<i>Lichia amia</i>	Ma	p2-ge	0	0	0	1	1	1	1	0	0
	<i>Trachinotus teraia</i>	Em	p1-bt	0	2	2	2	1	3	3	2	2
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus leucas*</i>	Mo	p2-pi	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Cichlidae	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	Es	he-ph	2	0	0	0	1	1	0	0	0
	<i>Tilapia guineensis</i>	Es	he-de	2	1	1	1	2	0	0	2	1
Clupeidae	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	Em	he-ph	3	2	1	2	2	1	2	3	2
	<i>Sardinella aurita</i>	Ma	p1-zo	0	0	0	0	0	1	0	1	0
	<i>Sardinella maderensis</i>	ME	p1-zo	3	3	2	2	2	2	3	3	3
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	Em	p1-bt	2	3	1	0	1	0	3	0	0
Dasyatidae	<i>Dasyatis margarita</i>	Em	p1-bt	2	2	2	1	0	0	0	1	0
	<i>Dasyatis margaritella</i>	Em	p1-bt	1	1	2	2	2	1	3	2	1
Drepaneidae	<i>Drepane africana</i>	ME	p1-mc	0	1	0	1	0	0	1	0	0
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	Mo	p1-zo	0	0	1	0	1	0	0	0	0
	<i>Remora remora*</i>	Mo	p1-mc	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Elopidae	<i>Elops lacerta</i>	ME	p2-pi	1	3	2	0	1	1	2	3	3
	<i>Elops senegalensis</i>	Ma	p2-pi	0	0	0	2	2	2	0	1	1
Ephippidae	<i>Chaetodipterus lippei</i>	Ma	p1-mc	1	0	1	0	0	1	1	0	0
	<i>Ephippus goreensis</i>	Mo	p1-mc	0	0	0	1	1	1	0	0	1
Exocoetidae	<i>Fodiator acutus</i>	Ma	p1-mc	1	1	0	1	1	1	0	0	0
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	ME	p1-mc	3	3	3	2	3	2	3	3	3
	<i>Gerres nigri</i>	Es	p1-mc	3	3	3	3	2	3	3	3	3
Gobiidae	<i>Awaous lateristriga*</i>	Es	p1-bt	0	0	1	1	1	1	0	0	0
Haemulidae	<i>Brachydeuterus auritus</i>	ME	p1-mc	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	Em	p2-ge	0	0	3	1	1	2	2	0	2
	<i>Pomadasys incisus</i>	Ma	p1-bt	0	0	0	1	1	1	1	0	0
	<i>Pomadasys jubelini</i>	Em	p1-bt	3	2	2	0	0	0	0	0	0
	<i>Pomadasys perotaei</i>	Em	p1-bt	1	2	2	2	1	2	3	2	3
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Em	p2-ge	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Lutjanidae	<i>Lutjanus dentatus*</i>	Mo	p2-pi	0	0	2	0	0	0	0	0	0
	<i>Lutjanus goreensis</i>	Ma	p2-pi	0	0	3	3	3	3	2	2	1
Monodactylidae	<i>Monodactylus sebae</i>	Es	p2-ge	3	3	3	2	3	3	2	2	1
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Mo	p2-ge	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Mugilidae	<i>Liza dumerili</i>	Em	he-de	2	1	2	1	2	1	0	0	0
	<i>Liza falcipinnis</i>	Em	he-de	3	3	3	2	3	3	3	2	3
	<i>Liza grandisquamis</i>	Em	he-de	2	2	2	1	0	1	0	1	1
	<i>Mugil bananensis</i>	ME	he-de	2	1	1	2	0	1	0	1	0

	<i>Mugil cephalus</i>	ME	he-de	1	0	0	1	1	1	0	0	0
	<i>Mugil curema</i>	Em	he-de	2	2	2	1	1	0	1	2	2
Paralichthyidae	<i>Citharichthys stampflii</i>	Em	p2-ge	2	0	0	1	0	0	1	0	0
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	ME	p2-ge	2	3	2	2	1	1	1	1	1
	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	ME	p2-pi	0	2	1	3	1	1	2	0	0
Pristigasteridae	<i>Ilisha africana</i>	Em	p1-zo	1	0	0	0	0	0	1	2	1
Sciaenidae	<i>Argyrosomus regius</i>	Mo	p2-pi	0	0	0	1	0	1	0	0	0
	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	Em	p2-ge	0	1	0	1	1	1	1	0	0
	<i>Pseudotolithus senegallus</i>	ME	p2-ge	0	1	2	1	0	2	3	1	1
	<i>Pseudotolithus typus</i>	ME	p2-ge	0	0	0	1	0	1	1	0	0
Scombridae	<i>Orcynopsis unicolor</i>	Mo	p2-pi	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Serranidae	<i>Epinephelus aeneus</i>	ME	p2-pi	0	1	0	1	0	1	1	1	0
Soleidae	<i>Synaptura lusitanica</i>	Ma	p1-bt	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Sphyraenidae	<i>Sphyraena afra</i>	ME	p2-pi	0	0	3	1	1	2	0	2	3
Syngnathidae	<i>Hippocampus algiricus</i>	Ma	p1-bt	1	0	0	1	1	1	0	0	0
	<i>Syngnathus pelagicus*</i>	Ma	p1-bt	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Tetraodontidae	<i>Ephippion guttifer</i>	ME	p1-bt	1	1	2	1	1	2	2	1	0
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	Mo	p1-bt	1	0	0	1	0	1	0	0	1
Torpedinidae	<i>Torpedo sp.</i>	Mo	p2-ge	0	0	0	1	0	1	1	0	0
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	ME	p2-pi	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Nb espèces				39	31	38	45	39	44	37	29	26

Annexe 5.2 : Abondance annuelle des espèces inventoriées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.

Espèce	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
<i>Acanthurus monroviae</i>	1		2							3
<i>Albula vulpes</i>	1									1
<i>Arius heudelotii</i>							1			1
<i>Arius latiscutatus</i>	12	26	46	108	1100	43	203	22	29	1589
<i>Arius parkii</i>	8	17	11	82	228	6	57	38	3	450
<i>Batrachoides liberiensis</i>	3		1	2	4	1	1			12
<i>Strongylura senegalensis</i>	3									3
<i>Tylosurus crocodilus</i>	11					1				12
<i>Hypoleurochilus langi</i>			4							4
<i>Alectis alexandrinus</i>		12	3	2	2		1	9		29
<i>Caranx hippos</i>	3		1	1		1				6
<i>Caranx senegallus</i>	1	4								5
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>		27			12		338	56		433
<i>Hemicaranx bicolor</i>							1			1
<i>Lichia amia</i>							1			1
<i>Trachinotus teraia</i>		6	11	25		4	9	6	3	64
<i>Carcharhinus leucas</i>			1		1					2
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	93				15					108
<i>Tilapia guineensis</i>	36	3	1	4	3	1		2	1	51
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	3036	3	230	1991	565	1201	4026	6427	20800	38279
<i>Sardinella aurita</i>								1		1
<i>Sardinella maderensis</i>	58	824	319	1564	382	306	110	2945	1619	8127
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	2	3	1		1	5	12			24
<i>Dasyatis margarita</i>	4	3	2	2	1			1		13
<i>Dasyatis margaritella</i>	1	1	2	5	4	2	4	3	2	24
<i>Drepane africana</i>		1		4	1	2	1			9
<i>Echeneis naucrates</i>			3							3
<i>Remora remora</i>							1		1	2
<i>Elops lacerta</i>	11	30	107	10	23	3	5	22	70	281
<i>Elops senegalensis</i>				5	8	1		1	2	17
<i>Chaetodipterus lippei</i>	1		2			4	1			8
<i>Ephippus goreensis</i>									1	1
<i>Fodiator acutus</i>	7	1		1						9
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	93	150	90	54	91	28	150	58	112	826
<i>Gerres nigri</i>	97	220	57	214	57	99	110	57	97	1008
<i>Awaous lateristriga</i>			1							1
<i>Brachydeuterus auritus</i>							1	5		6
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>			4	5	5	12	5		2	33
<i>Pomadasys incisus</i>							1			1
<i>Pomadasys jubelini</i>	15	20	26	2		6				69
<i>Pomadasys perotaei</i>	2	13	18	35	7	35	48	24	159	341
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	1					1			2	4
<i>Lutjanus dentatus</i>			2							2
<i>Lutjanus goreensis</i>			12	7	25	15	4	10	8	81
<i>Monodactylus sebae</i>	19	47	27	10	49	37	3	5	1	198
<i>Dicentrarchus punctatus</i>						1				1
<i>Liza dumerili</i>	1194	11	18	27	4	17				1271
<i>Liza falcipinnis</i>	149	16	16	96	26	190	46	2	62	603
<i>Liza grandisquamis</i>	17	18	6	3		6		3	1	54
<i>Mugil bananensis</i>	102	7	2	32		16		1		160

<i>Mugil cephalus</i>	10									10
<i>Mugil curema</i>	230	11	3	51	2	41	1	10	17	366
<i>Citharichthys stampflii</i>	2			2	2	1	1			8
<i>Galeoides decadactylus</i>	5	10	5	68	22	11	16	6	1	144
<i>Polydactylus quadrifilis</i>		3	3	10	1	1	4			22
<i>Ilisha africana</i>	1			3	35		324	36	95	494
<i>Argyrosomus regius</i>						2				2
<i>Pseudotolithus elongatus</i>		3		1			74			78
<i>Pseudotolithus senegallus</i>		5	3	3		4	26	2	1	44
<i>Pseudotolithus typus</i>						3	5			8
<i>Orcynopsis unicolor</i>	1		2							3
<i>Epinephelus aeneus</i>		1					2	2		5
<i>Synaptura lusitanica</i>						1				1
<i>Sphyraena afra</i>			3			6		4	11	24
<i>Hippocampus algiricus</i>	1									1
<i>Syngnathus pelagicus</i>	1									1
<i>Ephippion guttifer</i>	2	1	5	1	2	5	2	1		19
<i>Sphoeroides spengleri</i>	1					2			1	4
<i>Torpedo sp.</i>							1			1
<i>Trichiurus lepturus</i>						5				5
Total	5235	1497	1050	4430	2679	2125	5596	9759	23101	55472
Moyenne/coup de pêche	349	100	70	295	179	142	373	651	1540	411

Annexe 5.3 : Biomasse annuelle (en gr) des espèces inventoriées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.

Espèce	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
<i>Acanthurus monroviae</i>	489		510							999
<i>Albula vulpes</i>	17									17
<i>Arius heudelotii</i>							839			839
<i>Arius latiscutatus</i>	2827	8017	18489	30511	557832	19869	285079	17193	29903	969720
<i>Arius parkii</i>	2945	5993	8961	47246	190911	3390	21065	7946	1536	289993
<i>Batrachoides liberiensis</i>	463		285	249	493	462	135			2087
<i>Strongylura senegalensis</i>	1122									1122
<i>Tylosurus crocodilus</i>	2290					187				2477
<i>Hyleurochilus langi</i>			3							3
<i>Alectis alexandrinus</i>		10608	2275	1903	1143		874	33910		50713
<i>Caranx hippos</i>	427		78	3260		4140				7905
<i>Caranx senegallus</i>	30	4699								4729
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>		218			91		2251	650		3210
<i>Hemicaranx bicolor</i>							9			9
<i>Lichia amia</i>							12			12
<i>Trachinotus teraia</i>		5507	30786	38644		4472	28266	18528	1854	128057
<i>Carcharhinus leucas</i>			19000		15600					34600
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	12581				1446					14027
<i>Tilapia guineensis</i>	8918	1098	384	1165	775	290		779	227	13636
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	127582	106	2116	21191	5102	15781	12053	123492	404184	711607
<i>Sardinella aurita</i>								10		10
<i>Sardinella maderensis</i>	1280	9576	3499	27197	5436	5907	1285	43629	23310	121119
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	258	817	61		399	114	931			2580
<i>Dasyatis margarita</i>	2188	3461	1361	6340	589			1110		15049
<i>Dasyatis margaritella</i>	449	525	1145	1810	2211	1095	2536	6541	904	17216
<i>Drepane africana</i>		1		14	3	20	9			47
<i>Echeneis naucrates</i>			139							139
<i>Remora remora</i>							31		48	79
<i>Elops lacerta</i>	2101	8636	24865	2388	7198	772	1138	6669	10965	64732
<i>Elops senegalensis</i>				1650	3869	719		485	740	7463
<i>Chaetodipterus lippei</i>	358		1118			2797	5			4278
<i>Ephippus goreensis</i>									278	278
<i>Fodiator acutus</i>	145	20		24						189
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1589	2391	2039	1236	1519	358	2174	1114	1906	14326
<i>Gerres nigri</i>	3630	8587	2497	5742	2370	6111	3384	1843	2584	36748
<i>Awaous lateristriga</i>			1							1
<i>Brachydeuterus auritus</i>							8	39		47
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>			3140	2125	3436	5073	4670		846	19290
<i>Pomadasys incisus</i>							12			12
<i>Pomadasys jubelini</i>	7727	6864	6655	1731		1480				24457
<i>Pomadasys perotaei</i>	32	1364	2505	6235	1848	3867	6248	4903	47430	74432
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	114					53			73	240
<i>Lutjanus dentatus</i>			5540							5540
<i>Lutjanus goreensis</i>			15055	2886	26219	19924	3582	17363	9780	94809
<i>Monodactylus sebae</i>	1405	3096	1839	618	3424	2765	247	376	151	13921
<i>Dicentrarchus punctatus</i>					86					86
<i>Liza dumerili</i>	133867	1039	2574	4106	368	2492				144446
<i>Liza falcipinnis</i>	12821	1990	2998	5885	3192	24704	6972	336	7218	66116
<i>Liza grandisquamis</i>	1989	1898	555	397		1065		407	175	6486
<i>Mugil bananensis</i>	11194	571	226	3875		2181		86		18133

<i>Mugil cephalus</i>	986									986
<i>Mugil curema</i>	26634	1450	399	7073	212	6174	68	1316	1759	45085
<i>Citharichthys stampflii</i>	34			17	6	4	10			71
<i>Galeoides decadactylus</i>	212	339	134	1429	258	224	255	79	14	2944
<i>Polydactylus quadrifilis</i>		6477	13915	40438	926	77	5869			67702
<i>Ilisha africana</i>	6			27	315		27359	261	830	28798
<i>Argyrosomus regius</i>						141				141
<i>Pseudotolithus elongatus</i>		980		10			14767			15757
<i>Pseudotolithus senegallus</i>		890	1012	2526		1692	27509	167	1850	35646
<i>Pseudotolithus typus</i>						158	140			298
<i>Orcynopsis unicolor</i>	362		21							383
<i>Epinephelus aeneus</i>		59					121	301		481
<i>Synaptura lusitanica</i>						307				307
<i>Sphyraena afra</i>			9620			9858		9358	7896	36732
<i>Hippocampus algiricus</i>	2									2
<i>Syngnathus pelagicus</i>	1									1
<i>Ephippion guttifer</i>	350	1904	1835	112	2852	10779	4135	2117		24084
<i>Sphoeroides spengleri</i>	13					29			13	55
<i>Torpedo sp.</i>							27			27
<i>Trichiurus lepturus</i>						2739				2739
Moyenne/coup de pêche (kg)	24,6	6,6	12,5	18,0	56,0	10,8	30,9	20,0	37,0	24,0

Comparaison du peuplement de poissons de Bamboung avec celui d'un site autorisé à l'exploitation halieutique, le bolon de Sangako

SADIO Oumar et ECOUTIN Jean Marc

Plusieurs approches existent pour évaluer les effets de la mise en défens d'une aire marine protégée communautaire (AMPc) sur les peuplements de poissons qu'elle se propose de protéger : d'une part, un suivi diachronique de l'évolution des peuplements de poissons à l'intérieur de l'AMPc ; d'autre part, la comparaison spatiale de peuplements de poissons à l'intérieur et à l'extérieur de l'AMP.

Le présent chapitre compare deux peuplements de poissons observés dans deux sites proches, l'un protégé de toute exploitation halieutique, l'AMP de Bamboung, l'autre soumis à une exploitation halieutique diverse (pêche, prélèvements de coquillages, coupe de bois de mangrove), le bolon de Sangako (Fig. 6.1) ; ce travail a déjà fait l'objet de deux rapports intermédiaires (Ecoutin et al. 2012 ; Sadio 2012).

Avant toute analyse et malgré les faibles distances entre les sites d'étude, environ 6 km, (Fig. 6.1), il est important de s'assurer de l'absence d'effet environnemental qui pourrait justifier les différences observées entre les peuplements de poissons. Après avoir vérifié cette condition, ce travail décrit les différents peuplements de poissons observés sur ces 2 sites au cours de la période 2008-2011. La comparaison réalisée porte sur la structure et l'organisation spatiale de ces peuplements. A travers ce travail, il s'agit d'identifier les composantes du peuplement qui profiteraient de la mise en aire marine protégée et de répondre aux questions : (i) l'AMP a-t-elle créé un peuplement de poissons de composition et de structure différent des peuplements environnants ? (ii) l'effet attractif de l'AMP, si cet effet existe, porte-t-il sur des espèces peu ou pas observées dans l'estuaire du Sine Saloum ?

Matériel et méthodes

Les deux sites comparés sont des affluents du Diomboss, un des trois principaux bras du Sine Saloum (Fig. 6.1). La caractérisation générale des deux sites, le protocole d'échantillonnage des peuplements de poissons (stratification temporelle, stratification spatiale, technique d'échantillonnage, échantillonnage biologique), les indicateurs bioécologiques, les méthodes d'analyse des données sont détaillés au chapitre méthodologie.

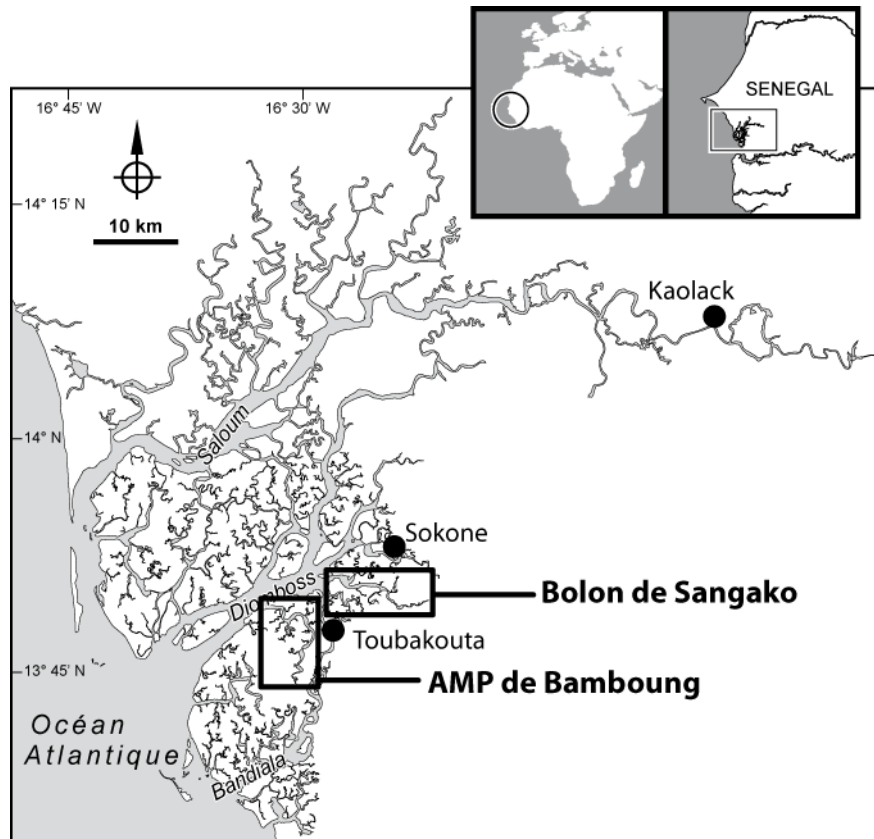


Figure 6.1 : Localisation des sites de Bamboung et de Sangako dans l'estuaire du Sine Saloum.

Résultats

Sur la période 2008-2011, 12 campagnes de pêches expérimentales ont été réalisées correspondant à 60 coups de pêche dans l'AMP de Bamboung (5 coups de pêche par campagne) et 72 coups de pêche dans le bolon de Sangako (6 coups de pêche). Au total, 64 espèces réparties dans 30 familles sont identifiées sur l'ensemble des deux sites, regroupées dans 6 catégories écologiques et 7 catégories trophiques.

L'environnement des deux sites d'étude

Chaque coup de pêche est accompagné d'une station descriptive de l'environnement aquatique : salinité de surface, température de surface, transparence et mesure de l'oxygène dissous en surface. En complément, la profondeur à l'emplacement du coup de pêche est mesurée.

La **salinité** varie entre 25 et 47 dans l'AMP de Bamboung avec une moyenne de 38 (± 7) alors que, dans le bolon de Sangako, elle varie de 22 à 50 avec une moyenne de 38 (± 8 , Tab. 6.1). Bien que la variabilité observée à Sangako semble plus importante que celle dans le bolon de Bamboung (Fig. 6.2), il n'y a pas de différence significative entre ces deux sites (Tab. 6.1). La **transparence** est très peu variable sur les deux sites (Fig. 6.2) et la différence inter sites n'est pas significative (Tab. 6.1). La **température** oscille entre 24,7°C et 32,0°C dans l'AMP de Bamboung et entre 24,9°C et 33,2°C dans le bolon de Sangako ; ici aussi, la différence entre les deux sites n'est pas significative (Tab. 6.1). Compris entre 54% et 96% dans l'AMP de Bamboung et entre 48% et 89% dans le bolon de Sangako, le pourcentage de saturation en

oxygène dissous ne montre pas de différence significative (Tab. 6.1, Fig. 5.2). Seule la **profondeur** moyenne du lieu où le coup de pêche a été effectué, est significativement différente entre l'AMP (5,3±1,5 m) et Sangako (3,4±1,2 m) ; cela est principalement lié à la présence dans l'AMP de fonds légèrement plus importants (maximum 8,6 m contre 6,3 m dans Sangako).

Tableau 6.1 : Comparaison inter sites des paramètres de l'environnement aquatique mesurés à proximité des coups de pêche pour la période 2008-2011.

Paramètre	Site	Nombre d'observations	Moyenne (±écart type)	Test de Wilcoxon
Salinité	Bamboung	60	38±7	0,778
	Sangako	72	38±8	
Transparence (m)	Bamboung	60	2,3±0,7	0,478
	Sangako	72	2,1± 0,5	
Température (°C)	Bamboung	60	28,9±1,7	0,719
	Sangako	72	29,0±1,9	
Oxygène (%)	Bamboung	54	74±10	0,064
	Sangako	50	70±10	
Profondeur (m)	Bamboung	60	5,3±1,5	0,001
	Sangako	72	3,4±1,2	

Description générale des peuplements de poissons

Entre 2008 et 2011, 54 espèces réparties dans 28 familles sont recensées dans l'AMP de Bamboung contre 47 espèces réparties dans 23 familles dans le bolon de Sangako (annexe 6.1). Parmi les 54 espèces de l'AMP de Bamboung, 17 espèces ne sont pas identifiées dans les coups de pêche effectués dans le bolon de Sangako au cours de l'étude et 10 espèces observées dans le bolon de Sangako n'ont pas été observées dans l'AMP (annexe 6.1). Seulement 3 espèces, observées dans le bolon de Sangako, n'ont jamais été décrites dans celui de Bamboung entre 2003 et 2011 (chapitre inventaire faunistique), bien que ces espèces fassent partie des inventaires des espèces des milieux estuariens et lagunaires (Diouf 1996) : il s'agit de *Hemichromis fasciatus*, Cichlidae d'origine continentale observée au fond du bolon à proximité de petites entrées d'eaux douces et de 2 espèces de Soleidae, *Pegusa triophthalma* et *Synaptura cadenati*, d'affinité marine prononcée. Les abondances et les biomasses de ces 3 espèces, observées au minimum 3 des 4 années de pêche, sont de faible niveau (annexe 6.1).

Ramenée à l'hectare, l'abondance est égale à 2 705 individus pour une biomasse de 99 kg dans l'AMP de Bamboung et de 1 241 individus pour une biomasse de 42 kg dans le bolon de Sangako.

Entre 2008 et 2011, les espèces les plus abondantes sont, dans l'AMP de Bamboung, *Ethmalosa fimbriata* et *Sardinella maderensis* avec respectivement 80% et 12% de l'effectif total, mais les 2/3 des individus d'*E. fimbriata* ont été capturés en 2011 dans l'AMP. En termes de biomasse, *E. fimbriata* domine avec 37% de la biomasse totale suivie d'*Arius latiscutatus* (24%). Dans le bolon de Sangako, deux espèces représentent 66% de l'effectif total (*E. fimbriata* 33% et *S. maderensis* 33%). *Liza dumerili* occupe le premier rang des biomasses (26% de la biomasse totale) suivie par *E. fimbriata* (22%) et *S. maderensis* (15%).

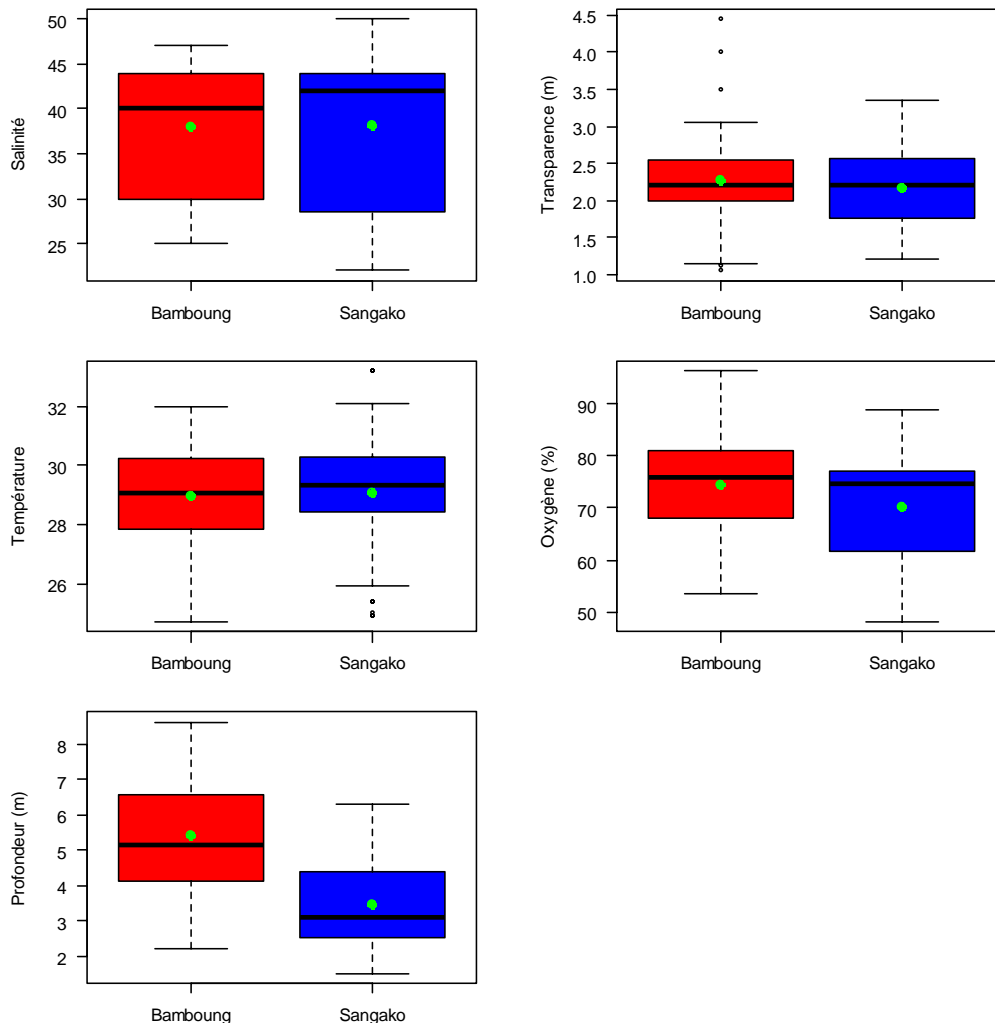


Figure 6.2 : Variabilité des paramètres de l'environnement (salinité, transparence, teneur en oxygène de surface, température et profondeur de pêche) dans l'AMP de Bamboung (bleu) et le bolon de Sangako (rouge) de 2008 à 2011. Les points verts représentent la moyenne.

Indicateurs bioécologiques

Dans l'AMP, la **richesse spécifique** par coup de pêche est comprise entre 0 (un coup sans poisson) et 23 espèces pour une valeur moyenne de $6,8 \pm 4,3$ espèces (Fig. 6.3). A Sangako (0 à 19 espèces observées, un seul coup nul), la richesse moyenne est plus importante avec $8,8 \pm 3,1$ espèces. La différence observée est nettement significative (Test de Wilcoxon, $p < 0,001$). Au cours des 4 années d'observation, la moyenne annuelle de la richesse spécifique par coup de pêche reste stable à Sangako (entre 8,1 et 9,6) et elle est toujours supérieure à celle observée à Bamboung (entre 5,8 et 7,5).

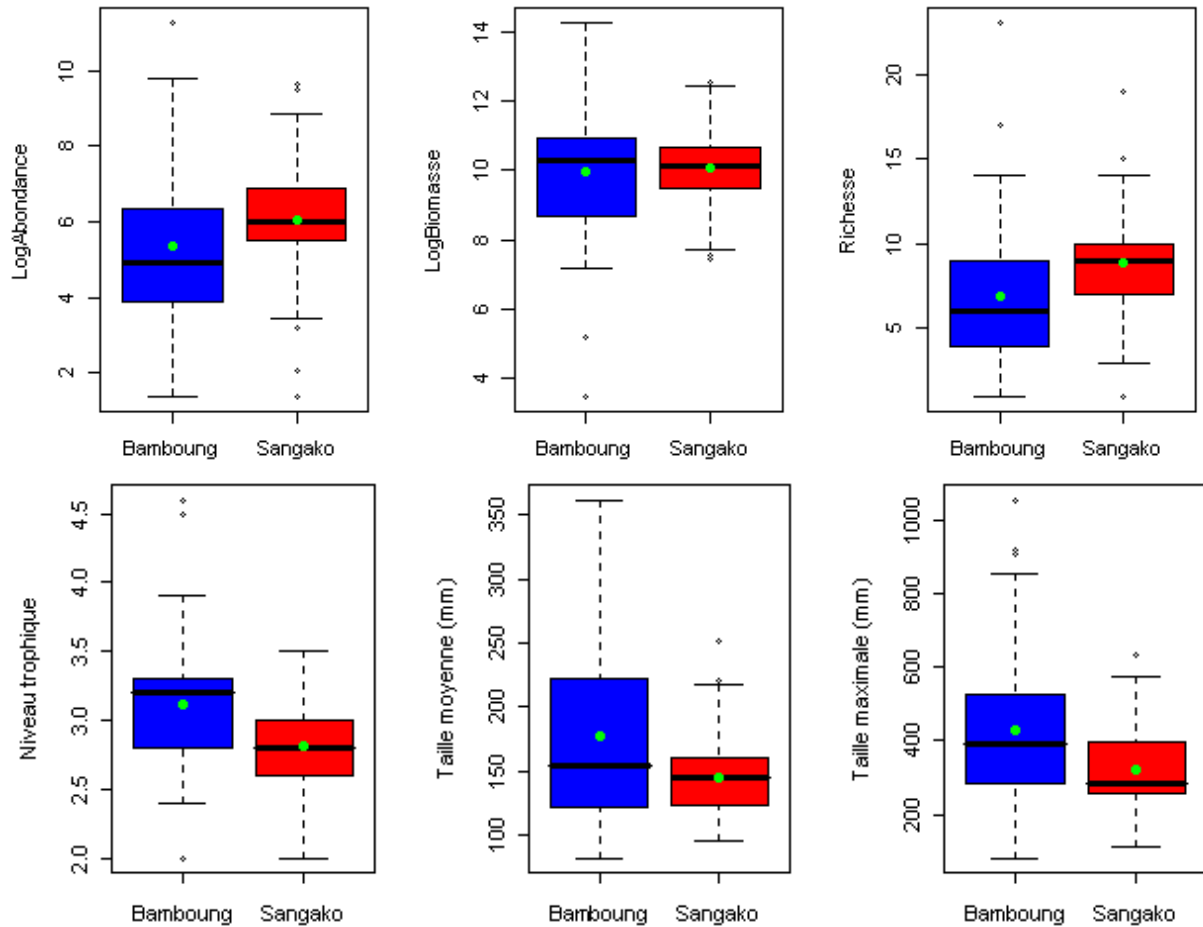


Figure 6.3 : Variabilité des indicateurs bioécologiques (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) dans l'AMP de Bamboung (bleu) et le bolon de Sangako (rouge) de 2008 à 2011. Les points verts représentent la valeur moyenne de l'indicateur.

L'**abondance** d'un coup de pêche varie entre 0 et 19 127 individus dans l'AMP, pour une moyenne de 676 individus ($\pm 2 578$) et entre 0 et 3 929 individus dans le bolon de Sangako (310 ± 649 par coup de pêche). La variabilité de l'abondance est plus importante dans l'AMP que dans Sangako (Fig. 6.3). Malgré cette forte variabilité, l'écart entre les abondances moyennes dans les deux sites est fortement significatif (test de Wilcoxon, $p < 0,002$). L'abondance moyenne est plus de deux fois supérieure à Bamboung qu'à Sangako. L'évolution interannuelle des abondances moyennes par coup de pêche suit des tendances inverses entre les 2 sites : augmentation forte à Bamboung, diminution à Sangako (Fig. 6.4). Ces 2 tendances sont expliquées, de façon très significative, par les variations de l'espèce *E. fimbriata* ($r^2 = 0,99$ pour les 2 sites).

De la même manière que l'abondance, la **biomasse** moyenne par coup de pêche montre une plus grande variabilité dans l'AMP (0-387 kg contre 0-70 kg à Sangako). La différence entre les valeurs moyennes par coup de pêche ($24,7 \pm 68,8$ kg contre $10,6 \pm 14,1$ kg) n'est pas significativement différente (Wilcoxon, $p \gg 0,05$) bien que la biomasse à Bamboung soit 2,3 fois supérieure à celle de Sangako. Cette forte différence inter sites de variabilité s'observe aussi dans la comparaison des valeurs de biomasse moyenne annuelle : à Sangako, la biomasse annuelle par coup de pêche est comprise entre 9,1 et 12,9 kg (coefficient de variation 17%) alors qu'à Bamboung, où les valeurs de biomasse sont toujours supérieures à celles de Sangako, les valeurs sont comprises dans l'intervalle 10,8-37,1 kg (coefficient de

variation 45%). Sur cette période de 4 années, aucune espèce ne semble expliquer simplement ces tendances et variations.

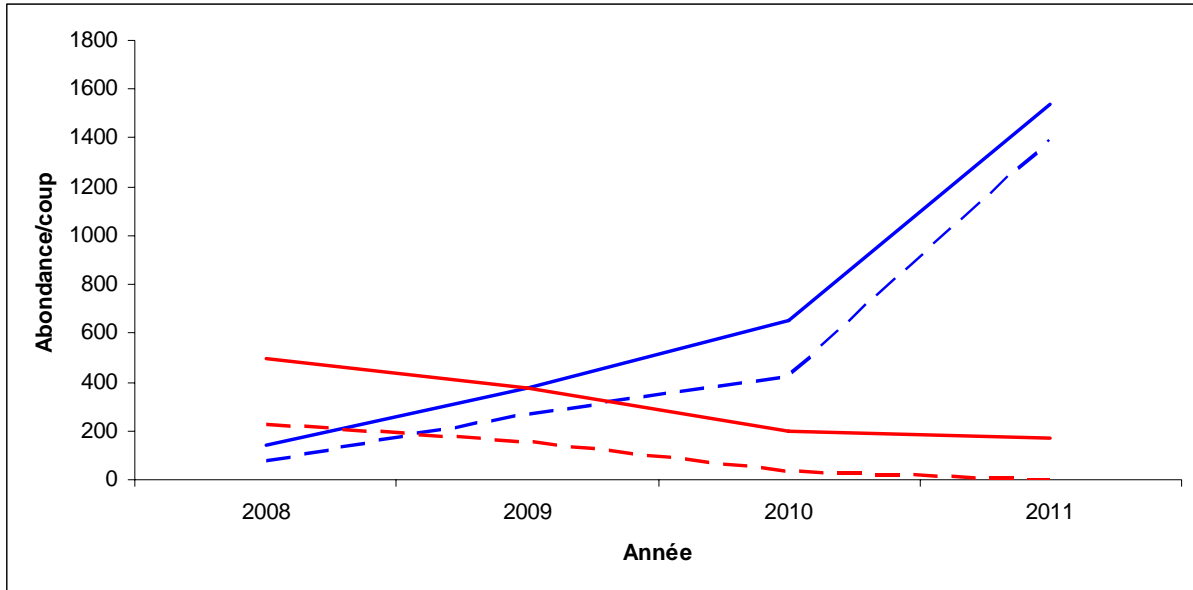


Figure 6.4 : Evolution annuelle de l'abondance totale (trait plein) et de celle d'*E. fimbriata* (trait discontinu) dans l'AMP (bleu) et à Sangako (rouge).

Le **plus grand individu mesuré** à Bamboung est de longueur 1 055 mm contre 635 mm à Sangako. Chaque année, l'individu le plus grand est observé à Bamboung (Fig. 6.5). Exprimé en **moyenne des tailles maximales observées** par coup de pêche, cet indicateur de taille est significativement plus important à Bamboung (428 ± 212 mm) qu'à Sangako (321 ± 102 mm) (Wilcoxon, $p < 0,001$).

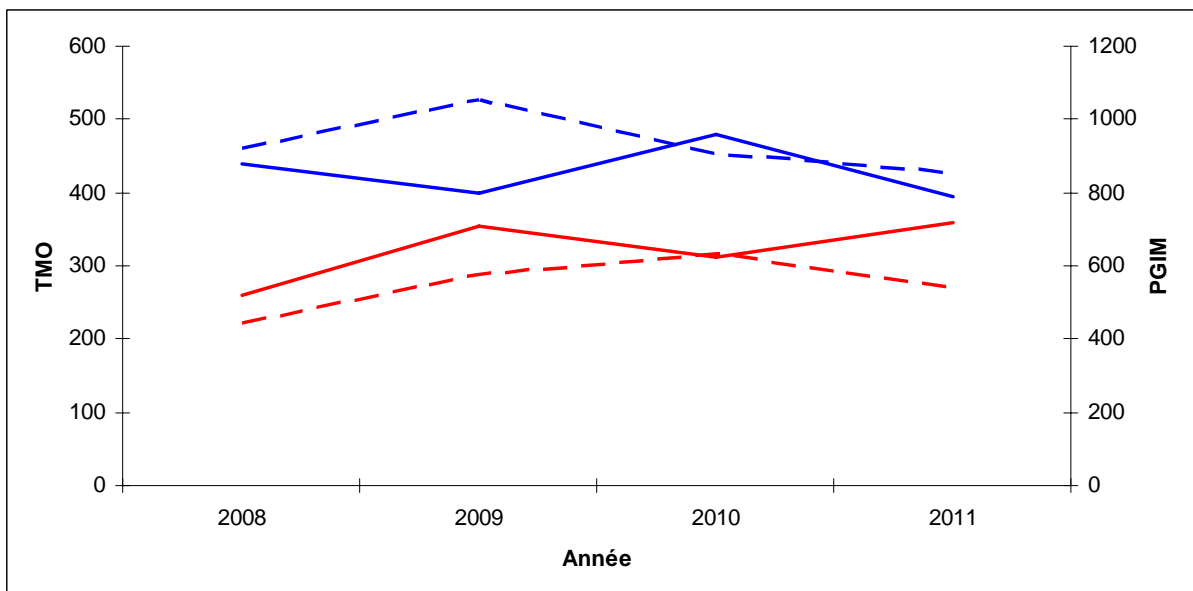


Figure 6.5 : Evolution annuelle de la moyenne des tailles maximales observées par coup de pêche (TMO en mm, trait continu) et de la taille du plus grand individu mesuré (PGIM en mm, trait non continu) à Bamboung (bleu) et à Sangako (rouge) entre 2008 et 2011.

La **taille moyenne** par coup de pêche varie entre 82 et 362 mm dans l'AMP et entre 88 et 251 mm dans le bolon de Sangako. Une fois de plus, les variations sont beaucoup plus importantes dans Bamboung que dans Sangako. La taille moyenne par coup de pêche est égale à 173 ± 79 mm dans l'AMP de Bamboung et à 141 ± 35 mm dans le bolon de Sangako. Malgré une longueur moyenne 1,2 fois supérieure à Bamboung, en raison de ces fortes variabilités, la différence entre sites n'est pas significative (Wilcoxon, $p > 0,05$). Toutefois, à l'exception de l'année 2010, les valeurs moyennes annuelles sont toujours supérieures de 2 à 5 cm à Bamboung.

Le **niveau trophique** par coup de pêche varie entre 2,5 et 4,2 dans l'AMP ($3,4 \pm 0,4$) et entre 2,0 et 3,7 dans Sangako ($2,9 \pm 0,4$). Cette différence observée est significative (Wilcoxon, $p < 0,01$). Toutes les valeurs annuelles observées dans l'AMP sont supérieures de 0,3 unités à celles dans le bolon témoin et sont significativement différentes (Fig. 6.6, Wilcoxon, $p < 0,01$).

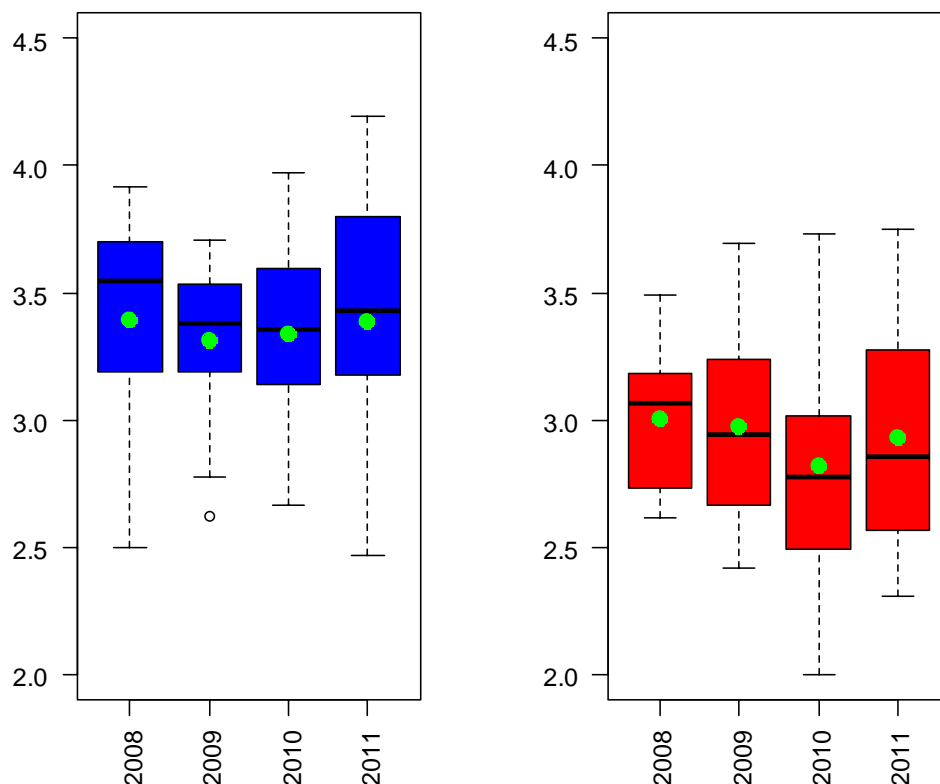


Figure 6.6 : Variabilité interannuelle des niveaux trophiques à Bamboung (gauche) et à Sangako (droite).

Structure comparée des peuplements de poissons

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) réalisée sur le tableau faunistique des deux sites extrait un plan 1-2 expliquant seulement 16,1% de l'inertie totale (Fig. 6.7a). Cette valeur faible s'explique par la taille importante du tableau de données (64 espèces * 132 relevés). La projection des points moyens par site montre une opposition des deux sites à la fois sur l'axe 1 et sur l'axe 2 (Fig. 6.7b). Le peuplement présente une variabilité plus importante dans l'AMP de Bamboung que dans le bolon de Sangako (Fig. 6.7b).

En ce qui concerne les catégories écologiques, l'axe 1 décrit une opposition entre les catégories Marine occasionnelle (Mo), Marine Estuarienne (ME), Marine accessoire (Ma) et

Estuarienne d'origine marine (Em) caractéristiques de l'AMP de Bamboung d'une part et les Estuariennes strictes (Es) et les Estuariennes d'origine continentale (Ec) plus caractéristiques du bolon de Sangako d'autre part (Fig. 6.7d). La projection des points moyens par catégorie trophique permet de distinguer deux groupes sur l'axe 1. Le premier groupe est formé par les Prédateurs de deuxième niveau à prédominance piscivore (p2-pi), les Prédateurs de premier niveau macrophage (p1-mc), les Prédateurs de deuxième niveau généralistes (p2-ge) et les Prédateurs de premier niveau zooplanctonophages dominants (p1-zo) situés à gauche de l'axe 1. Ce groupe s'oppose aux Herbivores détritiques ou brouteurs (he-de) et aux Herbivores à prédominance phytoplanctonophage ou microphytophage (he-ph) situés dans la partie droite de l'axe 1 (Fig. 6.7e). L'axe 1 serait en même temps, un axe de structuration écologique (opposition affinité estuarienne à affinité marine) et un axe de structuration trophique (opposition herbivore contre prédateurs).

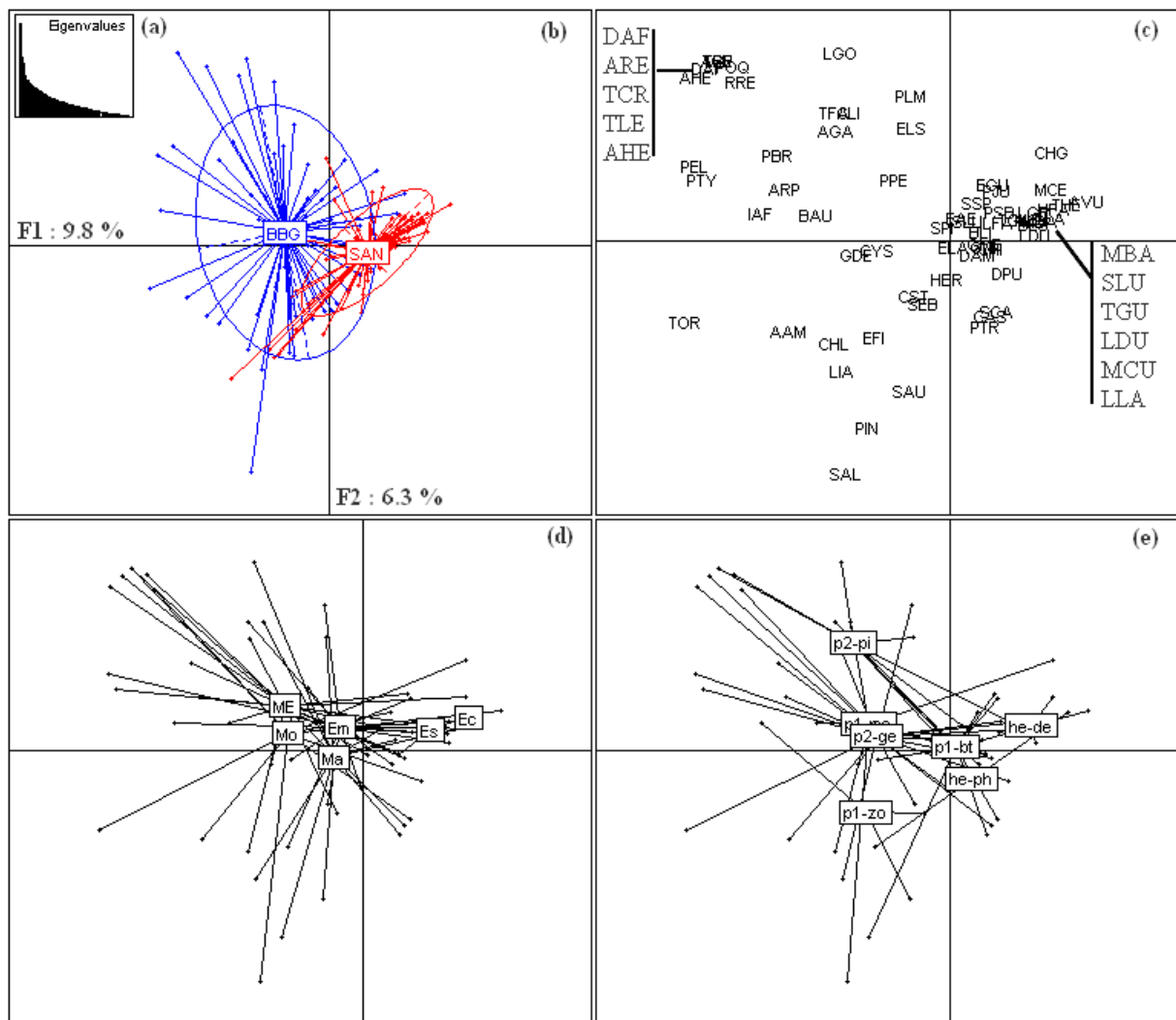


Figure 6.7 : Analyse factorielle des correspondances des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung et du bolon de Sangako : 132 relevés - 64 espèces sur le plan factoriel 1-2. (a) - histogramme des valeurs propres ; (b) - projection des points moyens par site ; (c) - projection des points espèces (code, voir annexe 1) ; (d) - projection des points moyens par catégorie écologique ; (e) - projection des points moyens par catégorie trophique. Codes des catégories écologiques et trophiques voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4.

Structuration écologique des peuplements

Du point de vue de la **richesse** spécifique, le peuplement de l'AMP de Bamboung et celui du bolon de Sangako sont majoritairement composés d'espèce appartenant à la catégorie marine estuarienne (ME) avec, respectivement, 35% et 30% des espèces présentes (Tab. 6.2). Toutefois, à Sangako, le nombre d'espèces estuariennes d'origine marine (Em) est équivalent à celui des marines estuariennes (ME). Exprimée par coup de pêche, la différence significative des richesses spécifiques (+2 espèces en moyenne par coup en faveur de Sangako) est expliquée principalement par des richesses moyennes plus fortes à Sangako pour les catégories estuariennes strictes (+1,1 espèces) et estuariennes d'origine marine (+0,77 espèces, Tab. 6.2).

En termes d'**abondance**, le peuplement de poissons de l'AMP est dominé par la catégorie estuarienne d'origine marine (83%), suivie par celle des marines estuariennes (16%). Par contre, pour le bolon de Sangako, ces deux catégories sont du même ordre avec 45-46% de l'effectif total (Tab. 6.2). C'est la catégorie estuarienne d'origine marine qui explique, avec une valeur de plus de 420 individus par coup, la différence significative entre les sites bien que compensée légèrement par les abondances plus fortes à Sangako des espèces estuariennes strictes (+22) et marines estuariennes (+35, Tab. 6.2).

Quel que soit le site d'étude, la **biomasse** des estuariennes d'origine marine est la plus forte, représentant 54 et 63% des biomasses totales, suivie de celle des marines estuariennes avec 39 et 26% (Tab. 6.2). Néanmoins pour cet indicateur, à part pour les espèces estuariennes strictes où la biomasse observée à Sangako est trois fois plus forte qu'à Bamboung, toutes les biomasses calculées par catégorie écologique sont de 2 à 9 fois supérieures à Bamboung (Tab. 6.2).

Tableau 6.2 : Caractéristiques des indicateurs bioécologiques des catégories écologiques du peuplement de poissons des 2 sites d'étude, 2008-2011 (descriptif des catégories écologiques, voir Fig. 1.6 ; *, <0,1).

Indicateur	Site	Ec	Es	Em	ME	Ma	Mo
Richesse totale	Bamboung	0	3	16	19	8	8
	Sangako	1	4	14	14	8	6
Richesse/coup	Bamboung	0	0,73	2,2	3,15	0,47	0,20
	Sangako	0,10	1,85	2,97	3,19	0,49	0,22
Abondance/coup	Bamboung		7±12	562±2387	106±257	0,9±1,6	0,3
	Sangako	*	29±53	139±445	141±273	0,9±1,5	0,3
Biomasse/coup (kg)	Bamboung		0,3±0,6	13,2±48,8	9,7±40,2	0,9±2,1	0,6
	Sangako	*	1,0±1,8	6,7±10,8	2,8±4,7	0,1±0,2	0,02
Plus grand individu mesuré (mm)	Bamboung		262	613	1055	590	665
	Sangako	237	341	635	538	283	258
Moyenne TMO/coup (mm)	Bamboung		159±40	318±123	383±230	406±139	384±230
	Sangako	203±28	180±56	270±92	264±112	181±406	145±69
Moyenne Tmoy/coup (mm)	Bamboung		127±31	203±101	178±97	355±108	221±28
	Sangako		119±31	203±72	116±33	169±50	203±20
% individus Lf>30 cm	Bamboung		0	0,1	5,9	75	50
	Sangako	0	0,1	0,2	0,4	0	0

Les 4 indicateurs de **taille** complètent cette description comparative des peuplements observés par catégorie écologique (Tab. 6.2) :

- Les espèces estuariennes strictes (Es) atteignent à Sangako des longueurs maximales plus importantes autant en valeur absolue (341 contre 262 mm) qu'en valeur moyenne (180 contre 159 mm). Toutefois, l'indicateur de taille moyenne est plus faible à

Sangako (119 contre 127 mm) indiquant de ce fait une part de petits individus plus importante à Sangako.

- Bien que le plus grand individu mesuré de la catégorie estuarienne d'origine marine (Em) soit observé à Sangako, en valeur moyenne les tailles maximales observées sont plus importantes à Bamboung (+48 mm) pour des tailles moyennes équivalentes entre sites.
- Pour les marines estuariennes (ME), les 3 indicateurs de taille sont de 1,5 à 2 fois supérieurs à Bamboung qu'à Sangako.
- Il en est de même pour les catégories marines accessoires (Ma) et marines occasionnelles (Mo) où les ratios des indicateurs de taille entre sites sont d'un ordre 2, sauf pour celui de taille moyenne des Mo (Tab. 6.2).

Structures trophiques

Dans les 2 sites, les espèces de la catégorie des prédateurs généralistes (p2-ge) sont les mieux représentées avec 28 et 29% de la **richesse** totale. Si, à Sangako, le second groupe est bien défini avec les benthophages (25% de la richesse), à Bamboung, 3 groupes se partagent cette seconde place en représentant de 17 à 18% de la richesse totale (Tab. 6.3). La richesse des espèces détritivores (he-de) est presque 3 fois supérieure à Sangako qu'à Bamboung (Tab. 6.3). Les benthophages (p1-bt) et microphages (p1-mc) montrent aussi des richesses en valeur absolue supérieures à Sangako, mais similaires en valeur relative du fait d'une richesse globale plus forte dans ce site. Pour les zooplanctonophages (p1-zo), prédateurs généralistes (p2-ge) et piscivores (p2-pi), la richesse par coup de pêche est de 0,2 à 0,4 fois plus forte à Bamboung.

En termes d'**abondance**, les phytophages occupent le premier rang dans l'AMP avec 80% suivies des zooplanctonophages (13%). Dans le bolon de Sangako, les phytophages dominent aussi en abondance (35%) suivies des macrophages (33%) et des détritivores (11%, Tab. 6.3). A Bamboung, l'abondance par coup de pêche est plus importante qu'à Sangako pour les catégories phytophages ($\times 5$), benthophages ($\times 3$) et prédateurs généralistes ($\times 2$) compensée par un schéma inverse pour les détritivores ($\times 4$) et les macrophages ($\times 3$, Tab. 6.3), mais c'est principalement l'écart observé pour les phytophages qui explique la différence d'abondance entre Bamboung (676 individus par coup) et Sangako (310 individus).

Du point de vue de la **biomasse**, les espèces phytophages dominent dans l'AMP représentant 37% de la biomasse totale suivies des prédateurs généralistes (31%). Dans le bolon de Sangako, la biomasse totale est principalement formée par celle des détritivores (36%) et des phytophages (24%, Tab. 6.3). Le rapport des biomasses entre sites est très en faveur de l'AMP pour les espèces phytophages ($\times 3,5$), benthophages ($\times 2,5$) et surtout prédateurs généralistes ($\times 19$) et piscivores ($\times 6$). A l'inverse, il est positif pour le bolon témoin dans le cas des détritivores ($\times 4$).

Les quatre indicateurs de **taille** complètent cette description comparative des peuplements observés par catégorie trophique (Tab. 6.3) :

- Les 3 indicateurs sont en faveur de l'AMP ($\times 1,5$ à 2) pour les prédateurs de second niveau (p2-ge et 2-pi), malgré de plus fortes variabilités observées à Bamboung. C'est aussi le cas pour les macrophages avec un ratio entre sites toutefois plus faible (Tab. 6.3).
- Les indicateurs de moyenne sont similaires et celui du plus grand individu est une fois en faveur de Bamboung pour les zooplanctonophages, l'autre fois de Sangako, pour

les détritivores. Pour ces 2 catégories, l'information prioritaire est accordée aux 2 premiers indicateurs qui intègrent une plus grande part de l'information collectée.

- Une troisième strate peut être formée par les phytophages qui présentent des indicateurs de moyenne plus importants à Sangako qu'à Bamboung (Tab. 6.3).

Tableau 6.3 : Caractéristiques des indicateurs bioécologiques des catégories trophiques du peuplement de poissons des 2 sites d'étude, 2008-2011 (descriptif des catégories trophiques, Tab. 1.4).

Indicateur	Site	he-de	he-ph	p1-bt	p1-mc	p1-zo	p2-ge	p2-pi
Richesse totale	Bamboung	6	1	10	9	3	16	9
	Sangako	7	2	12	6	2	13	5
Richesse/coup	Bamboung	0,65	0,41	1	1,42	0,83	1,65	0,83
	Sangako	1,75	0,43	1,17	1,96	0,65	1,28	0,67
Abondance/coup	Bamboung	7±35	541±2387	6±20	19±44	91±254	11±40	3±6
	Sangako	35±60	108±447	2±3	57±133	102±237	5±8	2±3
Biomasse/coup (kg)	Bamboung	0,9±4,6	9,2±48,1	2,5±6,7	1,0±3,9	1,7±5,0	7,5±41,9	1,8±2,9
	Sangako	3,8±7,0	2,6±8,9	1,0±3,2	0,8±1,2	1,6±4,0	0,4±0,7	0,3±0,6
Plus grand individu mesuré (mm)	Bamboung	295	236	613	665	217	1055	920
	Sangako	341	236	635	208	167	410	415
Moyenne TMO /coup (mm)	Bamboung	241±33	121±47	351±149	167±120	113±25	371±161	477±205
	Sangako	248±31	159±41	304±139	134±27	114±12	187±68	287±61
Moyenne Tmoy /coup (mm)	Bamboung	221±28	99±29	265±98	116±68	100±12	283±92	376±127
	Sangako	202±20	141±38	227±101	96±12	100±9	149±46	262±48
% individus Lf>30 cm	Bamboung	0	0	10,1	0,8	0	54,6	48,6
	Sangako	*	0	21,3	0	0	2,2	15,3

Spectre de taille des peuplements

La taille minimale observée est de 34 mm (*Ethmalosa fimbriata*) dans l'AMP de Bamboung et 44 mm (*Hemicaranx bicolor*) dans le bolon de Sangako. La taille maximale observée (TMO) est de 1 055 mm (*Pseudolithus brachygnatus*) dans l'AMP de Bamboung et de 635 mm (*Trachinotus teraia*) dans le bolon de Sangako. La gamme de taille est donc plus réduite dans le bolon de Sangako (44-635 mm) et plus étalée dans l'AMP de Bamboung (34-1 055 mm).

La distribution des fréquences de taille par coup de pêche est bimodale dans les deux sites (Fig. 6.8). Le premier mode est égal à 10 cm dans les deux sites, mais l'effectif modal est 2 fois plus fort à Bamboung qu'à Sangako (Fig. 6.8). A partir de ce premier mode, les effectifs par classe de taille diminuent selon un schéma différent par site :

- à partir de 13 cm à Sangako, la tendance s'inverse, les effectifs par classe de taille augmentent et il se forme un vrai 2^{ème} mode centré sur la classe 19 cm ; puis les effectifs repartent à la baisse de façon régulière jusqu'à 33-35 cm, taille à partir de laquelle les effectifs par classe sont faibles, la distribution de taille s'interrompant à 48 cm par une séquence de classes d'effectif nul pour atteindre la taille maximale à la classe 63 cm (Fig. 6.8) ;
- à Bamboung, les effectifs par classe de taille sont supérieurs à ceux de Sangako jusqu'à 14 cm ; un second mode, petit, se forme sur la classe 17 cm correspondant au début du second mode observée à Sangako ; puis, les effectifs diminuent présentant malgré tout un 3^{ème} petit mode (faible en amplitude et en effectif modal) autour de 22-23 cm, recoupent la fin du second mode de Sangako ; à partir de ce dernier mode, la diminution des effectifs est réduite permettant au spectre de Bamboung de croiser celui de Sangako entre 25 et 26 cm (Fig. 6.8), taille à partir de laquelle les effectifs observés dans l'AMP sont toujours supérieurs, voire très supérieurs, à ceux de

Sangako ; des effectifs d'une dizaine d'individus par classe s'observent jusqu'à plus de 60 cm et la première séquence de classes à effectif nul est trouvée à 68 cm pour une taille maximale de 105 cm (Fig. 6.8).

Le spectre de taille décrit par coup de pêche montre donc l'existence d'une abondance plus forte à Bamboung entre 8 et 14 cm et après 26 cm.

Analysés suivant les 4 années de l'étude, les spectres de taille observés à Sangako montrent un 1^{er} mode constant et stable tant en valeur modale qu'en amplitude, un second un peu plus variable entre années et une quasi disparition des individus au-delà de 30-32 cm. En revanche à Bamboung, les spectres de taille sont relativement différents d'une année à l'autre tant dans la formation du premier mode (valeur modale, amplitude, effectif modal variables) que sur l'existence d'un second mode apparent au-delà de 14 cm. La variabilité du premier mode est principalement liée aux forts effectifs de 10-12 cm capturés en 2011. Quelle que soit l'année, les classes de taille au-dessus de 30 cm sont régulièrement remplies, mais en 2009, les effectifs sont souvent plus importants que pour les autres années.

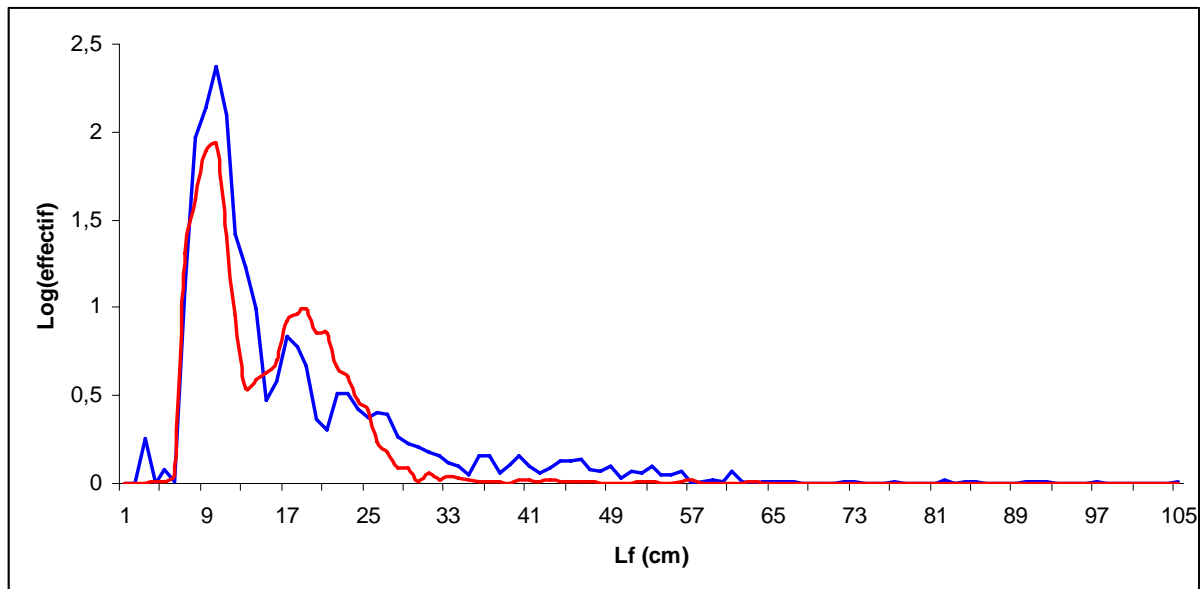


Figure 6.8 : Spectre de taille des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung (bleu) et du bolon de Sangako (rouge), 2008-2011.

Spectre de taille des catégories écologiques

Le spectre de taille des espèces estuariennes strictes, compris entre 6 et 34 cm, présente une forme similaire pour les deux sites (Fig. 6.9a) : un mode unique en forme de plateau entre 7 et 19 cm et des individus présents dans les classes de taille au-delà de 20 cm. La différence majeure entre les 2 sites porte sur les effectifs par classe de taille toujours supérieurs à Sangako qu'à Bamboung avec des ratios par classe pouvant dépasser 5.

Pour la catégorie estuarienne d'origine marine, la distribution, d'amplitude similaire (3-61 cm à Bamboung contre 5-63 à Sangako), est de type bimodal (Fig. 6.9b). Le premier mode (6-15 cm) est mieux marqué à Bamboung tant en amplitude qu'en effectif par classe de taille, le second (15-27 cm) à l'inverse est mieux formé à Sangako.

Le spectre de taille des marines estuariennes est unimodal et relativement similaire pour les 2 sites (Fig. 6.9c). Les tailles varient entre 5 et 105 cm dans Bamboung et entre 6 et 53 cm dans

Sangako. Au delà de 20 cm, les effectifs par classe de taille observés dans l'AMP sont supérieurs à ceux de Sangako.

Les spectres de taille des catégories à affinité marine (Ma et Mo) n'ont pas été représentés en raison de nombreuses discontinuités de longueur dans les séries. Ils sont relativement similaires pour un même site et différents entre sites. A Bamboung, les tailles sont comprise entre 5 et 59 cm respectivement pour Ma et Mo contre 7-28 cm et 4-25 à Sangako. Seuls des individus de petite ou moyenne taille de ces 2 catégories sont observés dans le site témoin.

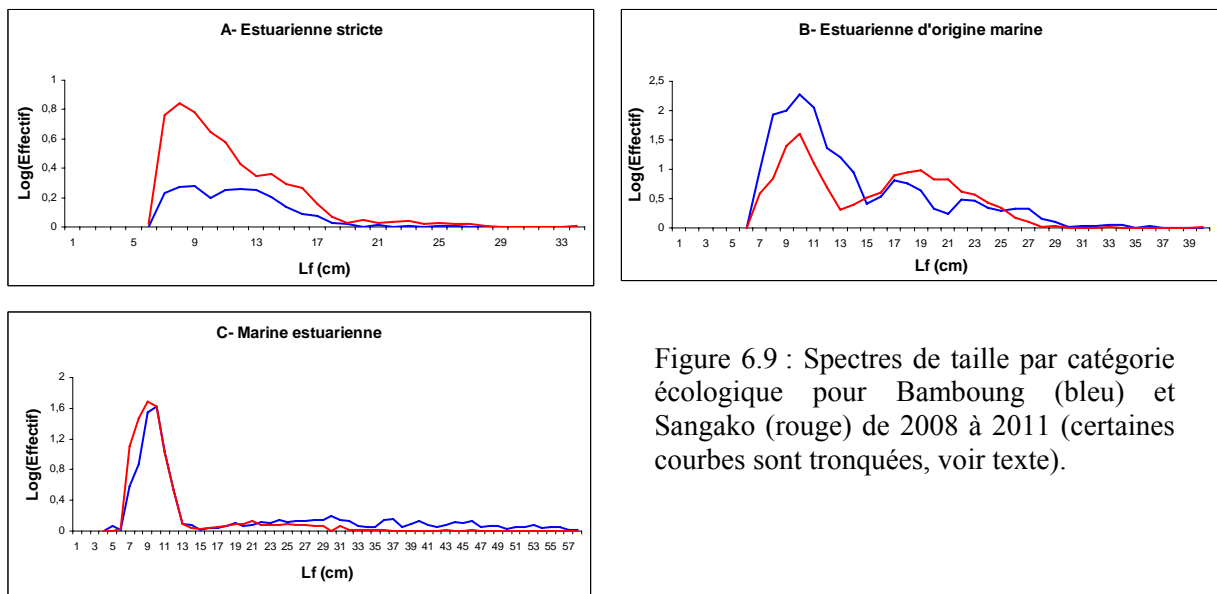


Figure 6.9 : Spectres de taille par catégorie écologique pour Bamboung (bleu) et Sangako (rouge) de 2008 à 2011 (certaines courbes sont tronquées, voir texte).

Spectre de taille des catégories trophiques

Le spectre de taille des détritivores (he-de) est de type unimodal pour les deux sites. L'amplitude de la distribution (14 – 29 cm contre 10 – 34 cm à Sangako) est relativement similaire (Fig. 6.10a). La principale différence entre ces 2 spectres porte sur les effectifs par classe beaucoup plus importants dans le bolon exploité.

Les phytoplanctonophages ont un spectre de taille bimodal dans les deux sites. Les 2 modes se superposent correctement, mais l'effectif qui constitue le 1^{er} mode à Bamboung, est plus faible qu'à Sangako (Fig. 6.10b).

La catégorie des benthophages étale sa distribution de taille entre 7 et un peu plus de 60 cm de longueur pour les 2 sites. La seule différence entre les 2 distributions est l'existence à Bamboung d'un mode important en effectif entre 20 et 30 cm (Fig. 6.10c).

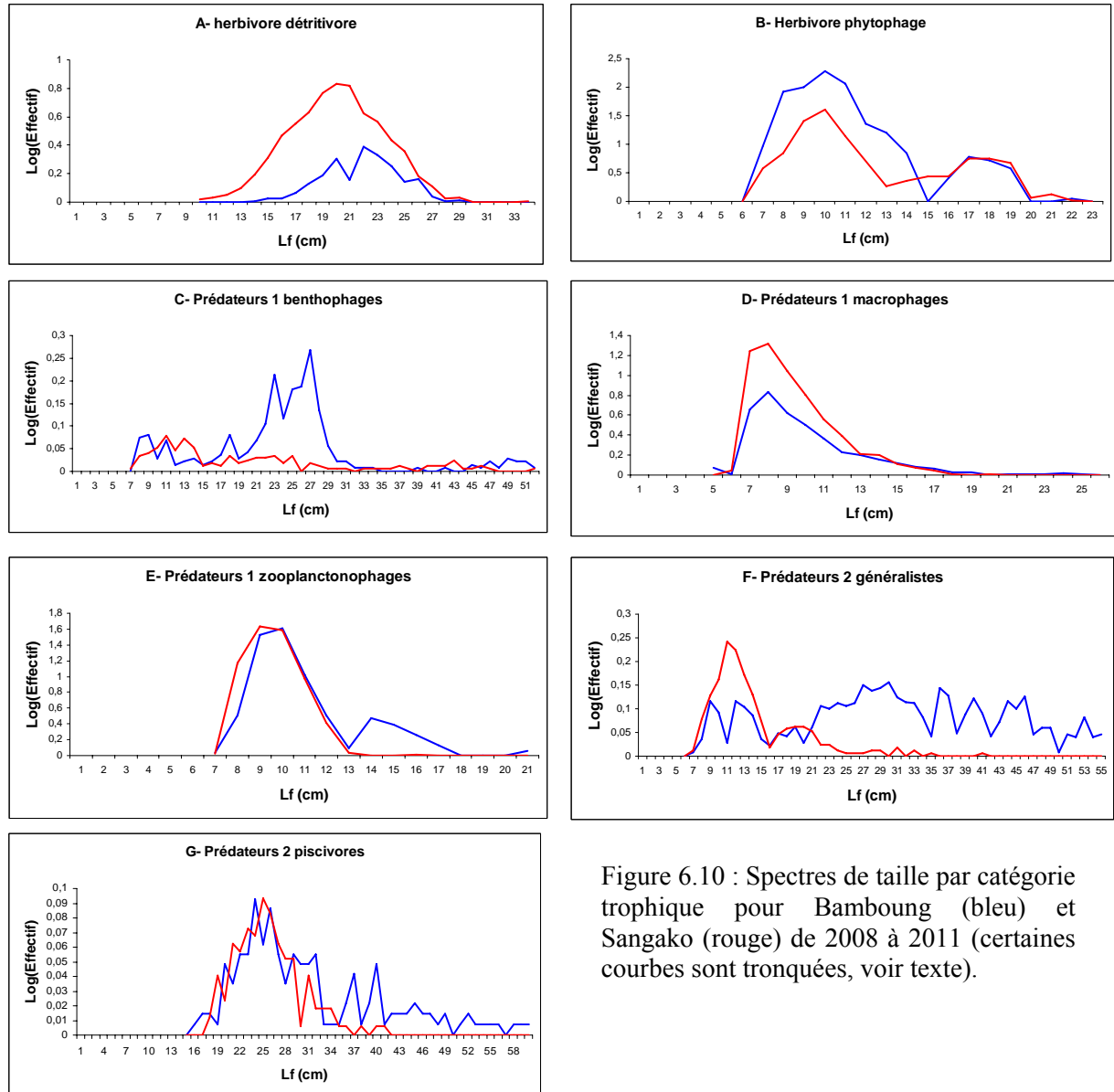
Dans les deux sites d'étude, le spectre de taille des espèces macrophages (p1-mc) est compris entre 5 et 28 cm, avec toutefois à Bamboung quelques individus de taille comprise entre 53 et 66 cm ; dans la partie commune aux 2 sites, le spectre est de type unimodal avec un effectif par classe supérieur dans l'AMP (Fig. 6.10d).

Concernant la catégorie des zooplanctonophages (p1-zo), le spectre de taille est unimodal à Sangako alors qu'il est bimodal à Bamboung, le 1^{er} mode de Bamboung correspondant au mode de Sangako avec un parfait recouvrement (Fig. 6.10e).

Le spectre de taille des prédateurs généralistes est bimodal dans le bolon de Sangako avec des individus de taille comprise entre 4 à 41 cm (Fig. 6.10f). Dans l'AMP, le spectre décrit des

individus de 7 à 105 cm présents régulièrement en abondance pour la plupart des classes de taille, mais ne présentant pas une distribution claire.

Pour les piscivores, les deux spectres de taille sont unimodaux entre 15 et 35 cm, se recouvrant correctement ; au-delà de 35 cm, les individus observés ne se trouvent qu'à l'intérieur de l'AMP pour atteindre des longueurs supérieures à 90 cm.



Discussion

L'objectif de ce rapport est d'évaluer les changements d'organisation et de structuration du peuplement de poissons de l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung en le comparant à un peuplement observé dans un site proche autorisé à toute forme d'exploitation halieutique. Avant toute comparaison de ces peuplements, il était nécessaire, dans un premier temps, de vérifier que les conditions hydro-climatiques subies par ces peuplements sont de même ordre pour éliminer un éventuel effet de certaines variables de l'environnement. En

effet, dans les estuaires et en particulier dans les estuaires tropicaux, de nombreuses variables de l'environnement ont été mises en cause pour expliquer l'organisation des peuplements de poissons. En particulier, dans les zones tropicales qui présentent des variations saisonnières marquées, salinité et transparence sont souvent identifiées comme les facteurs environnementaux principaux susceptibles de structurer l'organisation spatiale des peuplements de poissons et d'influencer ses variations saisonnières (Whitfield 1999 ; Blaber 2000 ; Castillo-Rivera et al. 2002 ; Barletta et al. 2005).

Environnement aquatique

Les analyses effectuées sur les données de l'environnement aquatiques (salinité, température, teneur en oxygène, transparence) ne montrent pas de différence significative entre les deux sites étudiés. Ces résultats permettent de confirmer l'homogénéité des paramètres environnementaux entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako. Les deux sites ont donc des masses d'eau similaires. Les deux sites étant peu éloignés (8 km), les conditions environnementales externes (pluviométrie, vent, ensoleillement, marée, courant marin, humidité de l'air...) sont supposées être les mêmes. En conséquence, il est largement possible d'admettre que d'éventuelles différences de structure et d'organisation des peuplements entre sites ne sont pas le fait d'une variabilité hydro-climatique.

Caractéristiques générales du peuplement de poissons des deux sites

Sur les 64 espèces identifiées dans les deux sites d'étude, 37 sont capturées à la fois dans l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako. Cet inventaire commun correspond à 2/3 du peuplement observé à Bamboung et 3/4 de celui de Sangako. La majeure partie des espèces observées au cours de l'étude font partie de l'inventaire des espèces relevées dans le Sine Saloum par Diouf (1996). Ce résultat traduit un trait constant du peuplement de poissons entre les deux sites étudiés.

La richesse spécifique totale de l'AMP de Bamboung est égale à 1,15 fois celle du bolon de Sangako, mais la richesse par coup de pêche est significativement plus importante à Sangako ($\times 1,29$). L'AMP de Bamboung serait donc plus riche avec une probabilité de captures d'une espèce plus faible. 75% des espèces uniquement identifiées à Bamboung n'ont été observées que moins de 4 fois entre 2008 et 2011. Cela décrit un peuplement plus changeant dans l'AMP et plus stable en richesse spécifique dans le bolon exploité.

L'abondance observée dans l'AMP est 2,2 fois supérieure à celle de Sangako. Cette différence inter sites significative est corrélée fortement à l'augmentation de l'abondance de l'ethmalose dans l'AMP et à sa diminution dans le bolon témoin. Ces tendances sont à lier à la forte variabilité observée à Bamboung (2 fois supérieure à celle de Sangako) indiquant ainsi des fluctuations spatiales, saisonnières ou annuelles d'abondance de cette espèce, connue pour son comportement pélagique vivant en bancs.

La biomasse par coup de pêche est 2,3 fois supérieure dans l'AMP, mais, du fait des fortes variations de captures, cette différence n'est pas statistiquement significative entre les deux sites. Quelle que soit l'année, la tendance est toujours en faveur de l'AMP. Comme pour l'abondance, la variabilité est beaucoup importante dans la zone mise en défens ($\times 3$).

Les indicateurs de taille concernant les tailles maximales observées montrent de façon statistiquement significative, que la population de l'aire marine, quelle que soit l'année, est composée d'individus plus grands en valeur absolue ($\times 1,7$) comme en valeur moyenne ($\times 1,3$) pour une variabilité légèrement plus forte à Bamboung. Bien que statistiquement non

différente, la taille moyenne du peuplement observée à Bamboung est supérieure ($\times 1,2$) à celle de Sangako et les moyennes annuelles présentent toutes la même tendance.

Enfin, le niveau trophique estimé pour le site protégé est significativement plus élevé que dans la zone exploitée ($\times 1,2$), cette différence étant constante pour les 4 années.

Suite à cette première comparaison avec le peuplement de poissons d'un site témoin exploité, l'aire marine protégée décrit un peuplement plus riche, plus abondant, de biomasse en tendance plus forte et constitué entre autres d'individus plus grands et d'espèces à plus haut niveau trophique. Ces caractéristiques sont relativement constantes au cours de ces 4 années d'étude. Toutefois, les indicateurs utilisés pour définir ces caractéristiques montrent une variabilité beaucoup plus forte dans la zone protégée que dans la zone exploitée. Cette forte variabilité exprime sans doute un critère d'instabilité.

Ces premiers résultats rejoignent les attendus fournis par de nombreux travaux tant de synthèse que d'étude de cas, qui montrent que les réserves intégrales ont des effets positifs directs sur l'abondance, la biomasse, la taille moyenne et maximale et la richesse spécifique des peuplements protégés (voir Gascuel et Henichart 2011 pour revue). Ainsi le travail d'Harmelin-Vivien et al. (2008), à partir d'AMP méditerranéennes, montrent que la richesse spécifique ($\times 1,1$), l'abondance ($\times 1,3$ hors espèces planctonophages), la biomasse ($\times 4,7$) sont supérieures à l'intérieur des réserves protégées. En Espagne, à partir d'une étude sur la réserve marine des îles Colombretes, Stobart et al. (2009) font état d'une biomasse plus importante et d'individus significativement plus grands à l'intérieur de la réserve marine. Stockwell et al. (2009) en étudiant 30 petites AMP (6 à 30 ha) aux Philippines, mettent en avant une richesse plus importante dans les 15 réserves intégrales que dans les 15 réserves ouvertes à une pêche contrôlée. Halpern (2003) et Lester et al. (2009), via leurs méta-analyses, confirment ces augmentations d'indicateurs, mais signalent malgré tout, que les effets directs liés à la création de réserves intégrales peuvent présenter des réponses variables en fonction des caractéristiques de ces réserves.

Interprétation écologique de la comparaison des peuplements

A Bamboung, la richesse spécifique de la catégorie estuarienne stricte (Es) est plus faible tant en valeur totale ($\times 0,75$) qu'en moyenne par coup de pêche ($\times 0,4$) pour des abondances et biomasses 3 à 4 fois plus faibles. Les variabilités plus réduites de ces 2 derniers indicateurs signalent une plus grande hétérogénéité dans le site exploité par la pêche. Les tailles maximales sont en tendance plus petites ($\times 0,9$), pour des longueurs moyennes légèrement plus importantes ($\times 1,07$). A Sangako, la structure en taille, en décrivant des effectifs par classe de taille toujours supérieurs, confirme les différences entre indicateurs des 2 sites, montrant la faiblesse de cette composante écologique.

La richesse totale des espèces estuariennes d'origine marine (Em) est plus grande dans l'AMP, mais cela contredit l'indicateur richesse moyenne par coup de pêche qui est plus faible ($\times 0,40$). Biomasse ($\times 2$) et abondance ($\times 4$) ont des variabilités très fortes dans l'AMP. Les indicateurs de taille associés au spectre correspondant, décrivent une strate homogène en longueur, mais plus abondante dans les petites tailles et moins dans les grandes tailles à Bamboung.

La catégorie des espèces marines estuariennes (ME) est celle qui tire le plus d'avantages de la mise en défens de Bamboung : richesse totale ($\times 1,4$), biomasse ($\times 3,5$), indicateurs de taille (entre $\times 2$ et $\times 3$). Le spectre de taille est comparable entre sites jusqu'à 25 cm, il indique la présence régulière d'individus de grande taille.

Pour les 2 catégories à forte affinité marine (marine accessoire et marine occasionnelle), les 2 indicateurs de richesse et d'abondance sont similaires sur les 2 sites ; seuls la biomasse ($\times 9$) et les indicateurs de taille ($\times 2$) répondent d'un effet lié à la protection.

L'approche par catégorie écologique met nettement en avant l'opposition entre la dynamique des espèces à affinité estuarienne qui décrit une perte de leur importance dans la zone mise en défens et celle des espèces à affinité marine qui contribue à définir la place centrale de ces espèces. Entre 2008 et 2011, l'AMP a ouvert un espace estuarien à la composante marine des peuplements du Sine Saloum, y compris en intégrant des espèces rarement identifiées en estuaire ou des individus de grands tailles rarement observées.

Interprétation trophique de la comparaison des peuplements

A partir des 8 indicateurs bio-écologiques utilisés, la contribution dans l'AMP des espèces détritivores est réduite par rapport à celle dans le bolon de Sangako : richesse par coup de pêche ($\times 0,4$), abondance ($\times 0,2$) et biomasse ($\times 0,3$) pour des indicateurs de taille de même ordre ; le spectre de taille, de même amplitude entre les 2 sites, confirme la diminution de l'importance de cette catégorie trophique.

Pour les espèces phytophages, les indicateurs d'abondance ($\times 5$) et de biomasse ($\times 3,5$) signalent la contribution de ces espèces dans l'AMP ; les indicateurs de taille étant en diminution ($\times 0,3-0,4$), ces 2 tendances opposées se traduisent par un spectre de taille très en faveur des petits individus ($L_f < 15$ cm).

Les indicateurs d'abondance ($\times 3$), de biomasse ($\times 2,5$) et de taille ($\times 1,17$) indiquent que la zone sous protection montre des effets positifs pour les espèces benthophages.

Bien que la richesse totale des espèces macrophages soit plus importante à Bamboung, la richesse par coup de pêche est plus faible ($\times 0,7$) marquant ainsi la présence régulière d'un petit nombre d'espèces de cette catégorie. L'abondance ($\times 0,3$) est plus faible pour une biomasse ($\times 1,25$) et les indicateurs de taille ($\times 1,2$) plus élevés.

La plupart des indicateurs décrivant les zooplanctonophages sont de même ordre de grandeur, seule la richesse par coup de pêche est légèrement supérieure et l'abondance inférieure. Cette strate trophique semble ne pas subir d'effet direct de la mise en défens entre 2008 et 2011.

En revanche, tous les indicateurs des 2 catégories de prédateurs de 2^{ème} niveau, généraliste ou piscivore, sont nettement en faveur de la zone protégée ; quel que soit l'indicateur, les ratios inter sites sont supérieurs à 1,5 et pour les biomasses atteignent des valeurs de 6 (piscivore) voire 18 (généraliste). La biomasse de ces 2 catégories représente plus de 35% de la biomasse totale contre moins de 10% à Sangako. Ces populations sont composées de grands individus ($L_f > 30$ cm) puisque ceux-ci représentent 1 individu sur 2 à Bamboung contre 1 sur 8 pour les piscivores à Sangako, et même 1/50 pour les généralistes.

L'analyse trophique de la composition du peuplement de l'aire marine protégée met en avant un rôle principal accordé à la composante prédatrice et, surtout, prédatrice de haut niveau ; cette composante est formée par un plus grand nombre d'espèces, observées plus régulièrement, en forte abondance et biomasse. Elle est constituée d'individus de tailles très variées, mais la mise en défens a accentué le rôle joué par les grands individus.

En revanche, la comparaison entre les 2 sites exploités ou non exploités met en avant pour la composante herbivore, des modifications importantes sur l'abondance, les biomasses ou les tailles maximales et moyennes de ces populations. Ces modifications signalent la faiblesse de

la composante détritivore en particulier, dans la gamme de taille 13-25 cm très peu présente à Bamboung comparativement à l'existant à Sangako.

L'analyse trophique replace l'aire marine protégée de Bamboung comme assurant une place de nourricerie par prédation. Cette prédation, importante sur les petites tailles de poissons (<15 cm) mais surtout sur les tailles intermédiaires (15-25 cm), expliquerait en grande partie la diminution des longueurs moyennes des structures de taille. Cette prédation porte autant sur le volume des populations prédatées que sur la diminution de richesse des composantes impactées. Une seconde composante profite aussi, mais à un moindre degré, de la protection de l'AMP ; il s'agit des benthophages qui profitent de la non exploitation du benthos (coquillages, vers, petits crustacés ...) pour le consommer. Il s'agit d'espèces de moyenne à grande taille ($L_f > 20$ cm) qui peuvent éventuellement être observées à Sangako, mais en moindre abondance.

L'analyse combinée de l'interprétation écologique et trophique permet de mieux percevoir les composantes qui, dans un site interdit à l'exploitation halieutique, subissent ou profitent de cette protection. Ce sont les espèces estuariennes strictes et détritivores estuariennes d'origine marine qui pâtissent de la mise en défens. Cette composante, qui dépasse rarement 30 cm de longueur, est formée d'espèces pouvant effectuer un cycle complet de reproduction en zone estuarienne. Il s'agit principalement d'espèces de la famille des Cichlidae ou des Mugilidae. Cette composante, qui possède un taux de reproduction généralement important (forte fécondité ou reproduction quasi continue), sert en partie de fourrage à des espèces à forte affinité marine, prédatrices de haut niveau.

Ce qu'il faut retenir :

La comparaison des peuplements de poissons observés d'une part dans l'AMP de Bamboung, et d'autre part dans un site témoin où l'exploitation halieutique est autorisée, montre clairement l'effet de protection de l'AMP. Tous les indicateurs (richesse spécifique, abondance, biomasse, indicateurs de taille, niveau trophique) sont favorables au peuplement de l'AMP. Le peuplement de l'AMP serait constitué par plus d'espèces, en abondance numérique et en biomasse plus importante, par des individus atteignant des tailles plus grandes que dans le site témoin. Toutefois, il faut noter que la variabilité observée à Bamboung pour ces différents indicateurs est très supérieure à celle observée sur le site témoin, indiquant ainsi une certaine instabilité de ce peuplement.

L'approche par catégorie écologique met nettement en avant l'opposition entre la dynamique des espèces à affinité estuarienne qui décrit une perte de leur importance dans la zone mise en défens et celle des espèces à affinité marine qui contribue à définir la place centrale de ces espèces. Entre 2008 et 2011, l'AMP a ouvert un espace estuarien à la composante marine des peuplements du Sine Saloum, y compris en intégrant des espèces rarement identifiées en estuaire ou des individus de grands tailles rarement observées.

L'analyse trophique replace l'aire marine protégée de Bamboung comme assurant une place de nourricerie par prédation. Cette prédation est importante sur les petites tailles de poissons (<15 cm), mais surtout sur les tailles intermédiaires (15-25 cm) ; elle expliquerait en grande partie la diminution des longueurs moyennes des structures de taille. Cette prédation porte autant sur l'abondance des populations consommées que sur la richesse des composantes impactées. Ce sont les espèces estuariennes strictes et détritivores estuariennes d'origine marine qui pâtissent de la mise en défens. Cette

composante, qui dépasse rarement 30 cm de longueur, est formée d'espèces pouvant effectuer un cycle complet de reproduction en zone estuarienne. Il s'agit principalement d'espèces de la famille des Cichlidae ou des Mugilidae.

Annexe 6.1 : Liste des 64 espèces capturées dans l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako entre 2008 et 2011. Pourcentage d'abondance (%Ab) et de biomasse (%Bio) avec la famille, l'espèce, le code espèce, la catégorie écologique et la catégorie trophique. Codes des catégories écologiques et trophiques voir Fig. 1.6 et Tab. 1.4. (*, valeur < 0,01%)

Famille	Espèce	Code espèce	Catégorie écologique	Catégorie trophique	Bamboung		Sangako	
					%Ab	%Bio	%Ab	%Bio
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	AVU	Mo	p1-bt			0.01	0.03
	<i>Arius heudelotii</i>	AHE	ME	p2-ge	*	0.06		
Ariidae	<i>Arius laticaudatus</i>	AGA	ME	p2-ge	0.73	23.72	0.04	0.48
	<i>Arius parkii</i>	ARP	ME	p2-ge	0.26	2.29		
Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma	p2-ge	*	0.04	0.17	0.67
Belonidae	<i>Strongylura senegalensis</i>	BES	Em	p2-pi			*	0.01
	<i>Tylosurus crocodilus</i>	TCR	Mo	p2-pi	*	0.01		
	<i>Alectis alexandrinus</i>	SAL	Mo	p1-mc	0.02	2.34		
	<i>Caranx hippos</i>	CHI	ME	p2-ge	*	0.28	0.04	0.10
Carangidae	<i>Caranx senegallus</i>	CAS	ME	p2-ge			*	0.02
	<i>Hemicaranx bicolor</i>	AAM	Mo	p2-ge	*	*	*	*
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	ME	p1-mc	0.97	0.20	5.52	1.10
	<i>Lichia amia</i>	LIA	Ma	p2-ge	*	*		
	<i>Trachinotus teraia</i>	TFA	Em	p1-bt	0.05	3.58	0.03	3.97
Cichlidae	<i>Hemichromis fasciatus</i>	HFA	Ec	p2-ge			0.05	0.26
	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	Es	he-ph			1.26	2.07
	<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	Es	he-de	0.01	0.09	0.33	1.98
Clupeidae	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em	he-ph	79.97	37.44	33.44	22.44
	<i>Sardinella aurita</i>	SAU	Ma	p1-zo	*	*	0.01	*
Cynoglossidae	<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	ME	p1-zo	12.27	5.00	32.77	14.88
	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	p1-bt	0.04	0.07	0.07	0.39
Dasyatidae	<i>Dasyatis margarita</i>	DMA	Em	p1-bt	*	0.07	0.01	0.10
	<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	p1-bt	0.03	0.75	0.15	1.98
Drepaneidae	<i>Drepane africana</i>	DAF	ME	p1-mc	0.01	*		
Echeneidae	<i>Remora remora</i>	RRE	Mo		*	0.01		
Elopidae	<i>Elops lacerta</i>	ELA	ME	p2-pi	0.25	1.32	0.53	2.29
	<i>Elops senegalensis</i>	ELS	Ma	p2-pi	0.01	0.13	0.02	0.07
Ephippidae	<i>Chaetodipterus lippei</i>	CLI	Ma	p1-mc	0.01	0.19	*	*
	<i>Ephippus goreensis</i>	CHG	Mo	p1-mc	*	0.02	0.01	0.08
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	ME	p1-mc	0.86	0.37	6.04	2.81
	<i>Gerres nigri</i>	GNI	Es	p1-mc	0.89	0.94	6.78	3.67
	<i>Brachydeuterus auritus</i>	BAU	ME	p1-mc	0.01	*	*	*
	<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	PLM	Em	p2-ge	0.05	0.71	0.04	0.49
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>	PIN	Ma	p1-bt	*	*	0.02	0.02
	<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	Em	p1-bt	0.01	0.10		
	<i>Pomadasys perotaei</i>	PPE	Em	p1-bt	0.66	4.22	0.18	0.47
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	HBR	Em	p2-ge	0.01	0.01	0.01	0.01
Lutjanidae	<i>Lutjanus goreensis</i>	LGO	Ma	p2-pi	0.09	3.41		
Monodactylidae	<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	Es	p2-ge	0.11	0.24	0.92	1.54
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	DPU	Mo	p2-ge			*	0.01
	<i>Liza dumerili</i>	LDU	Em	he-de	0.04	0.17	7.97	26.23
	<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	he-de	0.74	2.64	1.36	3.01
	<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	Em	he-de	0.02	0.11	0.68	1.97
	<i>Mugil bananensis</i>	MBA	ME	he-de	0.04	0.15	0.30	0.92
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	MCE	ME	he-de			0.01	0.02
	<i>Mugil curema</i>	MCU	Em	he-de	0.17	0.63	0.76	2.20

Comparaison des peuplements de 2 sites d'exploitation halieutique différente

Paralichthyidae	<i>Citharichthys stampflii</i>	CST	Em	p2-ge	*	*	0.01	*
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	p2-ge	0.08	0.04	0.14	0.12
	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	ME	p2-pi	0.01	0.40		
Pristigasteridae	<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em	p1-zo	1.12	1.92		
	<i>Argyrosomus regius</i>	ARE	Mo	p2-pi	*	0.01		
	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	Em	p2-ge	0.18	1.00		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus brachygnatus</i>	PBR	ME	p2-ge	0.08	2.10		
	<i>Pseudotolithus typus</i>	PTY	ME	p2-ge	0.02	0.02		
	<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME	p2-pi	0.01	0.03	0.04	0.32
Serranidae	<i>Pegusa triophthalma</i>	PTR	Ma	p1-bt			0.04	0.01
	<i>Synaptura cadenati</i>	SCA	Mo	p1-bt			0.05	0.02
Soleidae	<i>Synaptura lusitanica</i>	SLU	Ma	p1-bt	*	0.02	0.02	0.03
	<i>Sphyaena afra</i>	SPI	ME	p2-pi	0.05	1.83	0.05	0.34
Sphyraenidae	<i>Ephippion guttifer</i>	EGU	ME	p1-bt	0.02	1.15	0.08	2.85
	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LAE	Ma	p2-ge			*	0.02
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	SSP	Mo	p1-bt	0.01	*	0.02	0.01
	<i>Torpedo sp.</i>	TOR	Mo	p2-ge	*	*		
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	ME	p2-pi	0.01	0.18		

Evolution saisonnière du peuplement de poissons dans l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung

LAË Raymond, ECOUTIN Jean Marc et SIMIER Monique

Un estuaire est la portion de l'embouchure d'un fleuve où l'effet de la mer ou de l'océan dans lequel il se jette est perceptible. La zone estuarienne ne se limite pas à la composante saumâtre des eaux, mais correspond plus généralement aux espaces impactés par l'effet dynamique de la marée sur les eaux fluviales. Les estuaires se trouvent donc à l'interface des zones marines et continentales et subissent à ce titre ces deux types d'influence, plus ou moins marquées au cours d'un cycle annuel. En effet, l'estuaire défini comme un écotone mouvant présente des limites dont l'appréciation est délicate et repose généralement sur l'analyse du mouvement des masses d'eau douces et salées, sur la base du flot principal ou moyen de la marée.

Chaque estuaire est un système physique et écologique dynamique et unique, incluant des zones humides, des méandres sans cesse remodelés au gré des courants, des charges de matières en suspension apportées par le fleuve. Selon la nature du contexte géologique et du bassin versant, le climat et les interventions humaines historiques et contemporaines interviennent sur la structuration d'un estuaire. L'estuaire est aussi le lieu où la force du fleuve est ralentie.

Cette définition s'applique naturellement aux estuaires tropicaux, avec une mention particulière au fait que beaucoup des plus grands estuaires mondiaux se trouvent sous les tropiques comme l'Amazone, l'Orénoque, le Congo, le Zambèze, le Niger, le Gange ou le Mékong ; souvent, la distribution des estuaires tropicaux ou subtropicaux suit approximativement celle des mangroves (Blaber 2002). L'estuaire du Sine Saloum constitue dans ce contexte un cas particulier si l'on considère qu'il s'agit d'un estuaire où l'apport des fleuves est nul et que les eaux douces proviennent essentiellement de la pluviométrie locale.

L'objet de ce chapitre est de décrire le cycle saisonnier du peuplement de poissons du bolon de Bamboung et d'analyser les mouvements du peuplement qui peuvent être dictés par des migrations ontogéniques ou liées à l'environnement.

Matériel et méthodes

L'analyse proposée ici reprend toute la période d'étude allant de 2003 à 2011 et le protocole d'échantillonnage appliqué à l'AMP de Bamboung après 2007 (Fig. 1.5b). En effet, dans un premier temps l'échantillonnage dans le bolon portait sur 12 stations. A partir de 2008, le protocole a été revu pour n'échantillonner que 5 stations de pêche par campagne, stations situées à l'intérieur des limites de l'AMP. Le nouveau protocole a donc été appliqué a posteriori aux années 2003-2007 de manière à travailler à partir des mêmes stations d'observation durant les 9 années du suivi. L'ensemble des protocoles de collecte et de traitement des données est décrit au chapitre 1.

A chaque coup de pêche, la capture totale a été triée et déterminée à l'espèce, les individus ont été comptés et pesés. En cas de capture abondante, un échantillon de 30 à 50 poissons est prélevé par espèce et, pour chaque individu, les opérations suivantes sont réalisées : pesée au

gramme, longueur à la fourche au millimètre, détermination du sexe et du stade sexuel (Tab. 7.1).

Tableau 7.1 : Echelle de maturation sexuelle (reprise d'Albaret et Legendre 1985). Les stades supérieurs à 5, indiscernables chez les mâles, ne concernent que les femelles.

Stade sexuel	Description
0	Individu immature
1	Individu au repos sexuel
2	Individu en début de maturation
3	Individu en maturation sexuelle
4	Individu en maturation avancée
5	Ponte, émission des produits génitaux
6	Individu ayant émis ses produits génitaux, post-ponte
6-2	Post-ponte et retour au repos saisonnier
6-3	Post-ponte et reprise de maturation
6-4	Post-ponte et retour au stade 4

Résultats

Environnement aquatique

L'ensemble des caractéristiques de l'environnement aquatique du bolon de Bamboung est décrit au chapitre concernant l'environnement aquatique du bolon de Bamboung. Le bolon de Bamboung est caractérisé par une forte homogénéité saisonnière de la masse d'eau qui s'explique en partie par sa faible taille et à sa faible profondeur. En effet, la profondeur moyenne relevée à proximité du coup de pêche est de l'ordre de 6 m et varie peu au cours du cycle annuel. En revanche, la variabilité intra-annuelle des autres paramètres est forte :

- La saison sèche et froide, représentée dans l'étude par le mois de mars, est caractérisée par une salinité supérieure à celle de la mer (42, Fig. 7.1), une température faible au regard des 2 autres saisons (26°C, Fig. 7.1), une transparence relativement importante pour un site estuarien (2,3 m) et une oxygénation des eaux relativement forte (>75%).

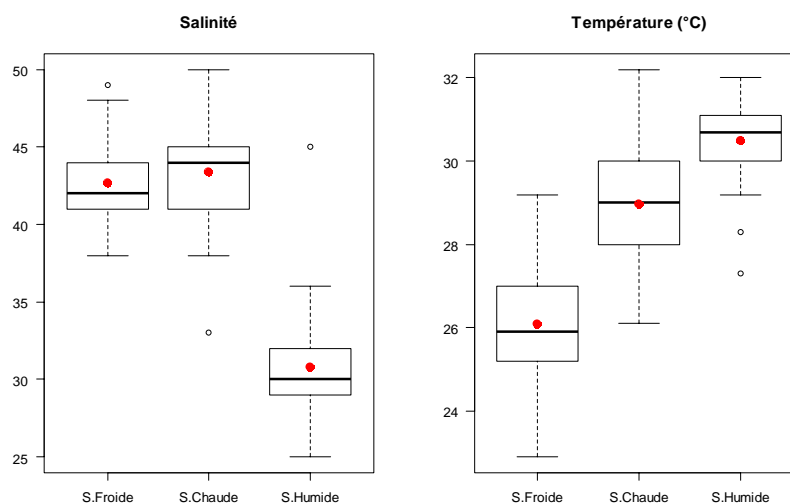


Figure 7.1 : Variabilité saisonnière de la salinité et de la température dans le bolon de Bamboung, période 2003-2011. Les points rouges indiquent la moyenne.

- La saison sèche et chaude (juin) présente des caractéristiques proches de la saison précédente à l'exception de la température de l'eau qui augmente (29°C).
- Enfin la saison humide, située en fin de saison des pluies (octobre), se différencie des 2 autres saisons par des salinités inférieures à celle de la mer (31), des températures fortes (>30°C), des transparences plus faibles (<2 m) et un taux d'oxygénation plus réduit (<65%) bien que ces valeurs ne soient pas limitantes pour les poissons.

Peuplement de poissons

Richesse spécifique saisonnière

De 2003 à 2011, la richesse spécifique annuelle varie entre 26 (2011) et 45 espèces (2006). La richesse par campagne en saison humide ($22,1 \pm 7,2$ pour une richesse totale de 52 espèces) est la plus élevée, celle de la saison sèche froide ($20,3 \pm 4,6$ pour 49 espèces identifiées) est intermédiaire alors que la richesse en saison sèche chaude est la plus faible ($18,1 \pm 5,0$ pour 45 espèces au total) même si, compte tenu de la variabilité interannuelle, ces différences ne sont pas significatives (Fig. 7.2). Plus d'une trentaine d'espèces identifiées sont communes aux 3 saisons.

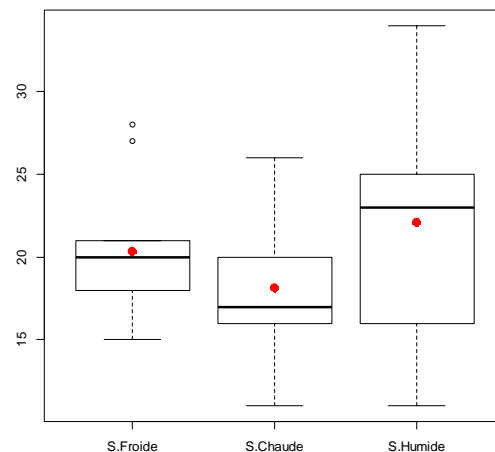


Figure 7.2 : Variabilité saisonnière de la richesse spécifique par campagne dans l'AMP de Bamboung, période 2003-2011. Les points rouges représentent la moyenne.

Abondance et biomasse

Les abondances par coup de pêche varient entre 0 et plus de 19 000 individus pour une moyenne générale de 411 individus par coup ($\pm 1 760$) et les biomasses sont comprises entre 0 et 725 kg ($24,1 \pm 78,6$ kg). Compte tenu de la forte variabilité interannuelle, les comparaisons saisonnières ne sont pas significatives même si, pour les 2 indicateurs, il semblerait que les valeurs maximales soient atteintes en fin de saison sèche froide (786 individus pour 45,7 kg par coup de pêche), avec une diminution importante en fin de saison sèche chaude (122 pour 8,7 kg/coup) et une remontée des indicateurs en saison humide (411 pour 17,8 kg/coup, Fig. 7.3). Que ce soit pour l'abondance comme pour la biomasse, les ratios inter saisons sont de l'ordre de 5-6 entre mars et juin et de 2-3 entre mars et octobre.

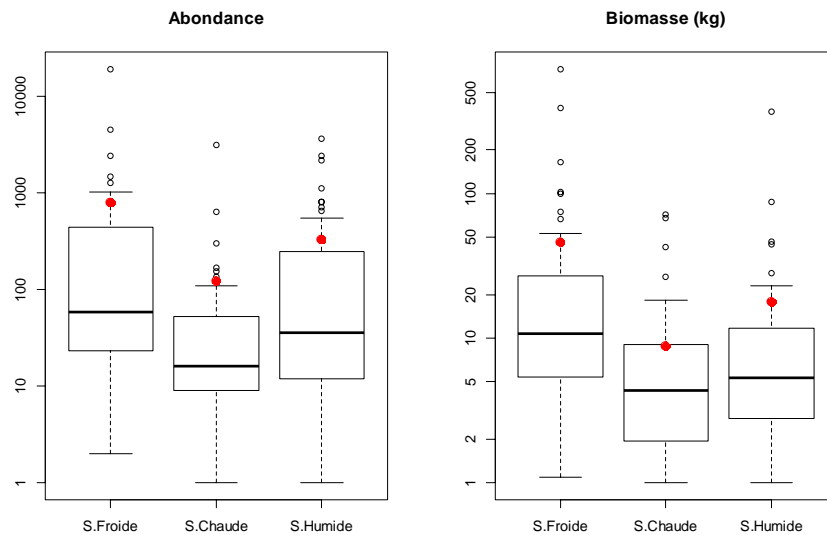


Figure 7.3 : Variabilité saisonnière de l'abondance et de la biomasse (en kg) par coup de pêche pour la période 2003-2011. Les points rouges indiquent la moyenne de ces indicateurs.

Nature du peuplement

Les espèces capturées dans le bolon ont été classées en **catégories écologiques** (Fig. 1.6) selon la classification d'Albaret (1999) qui prend en compte le degré d'euryhalinité des espèces ainsi que les caractéristiques de leur cycle bio-écologique. Dans un estuaire normal, les espèces se répartissent en fonction des périodes de l'année en 8 catégories allant des formes continentales occasionnelles aux formes marines occasionnelles. Dans le cas présent en l'absence d'apport en eau douce fluviale, toutes les espèces d'origine continentale sont absentes du peuplement de poissons de Bamboung. Seules 5 catégories sont présentes (Fig. 7.4) avec une très forte représentation par coup de pêche des espèces estuariennes d'origine marine (Em avec 74,4% de l'abondance totale et 40,4% de la biomasse) et marines estuariennes (ME, 22,5% de l'abondance et 50,4% de la biomasse). Les formes estuariennes strictes (Es) sont très faiblement représentées (2,7% de l'abondance totale et 2,4% de la biomasse). Enfin les formes marines accessoires (Ma) et marines occasionnelles (Mo) représentent respectivement 0,3 et 0,1 % de l'abondance et 3,9% et 2,8% de la biomasse. Le peuplement est donc essentiellement représenté par des espèces estuariennes d'origine marine qui sont des éléments permanents des peuplements estuariens capables d'accomplir la totalité de leur cycle biologique en estuaire ainsi que par les espèces Marines Estuariennes qui ne se reproduisent pas (ou exceptionnellement) en estuaire, mais les utilisent largement comme nourricerie.

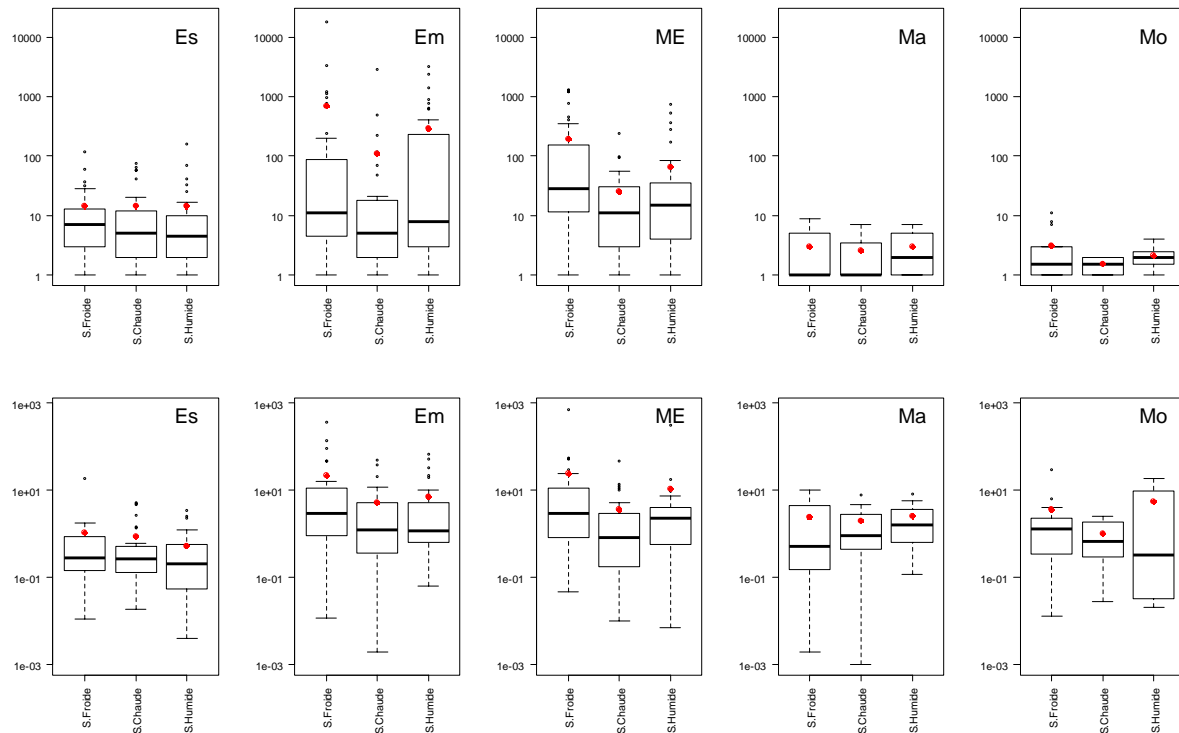


Figure 7.4 : Variabilité saisonnière des abondances (haut) et des biomasses (bas, en kg) par catégorie écologique : espèces estuariennes strictes (Es), estuariennes d'origine marine (Em), marines estuariennes (ME), marines accessoires (Ma), marines occasionnelles (Mo).

L'analyse des données d'abondance et de biomasse par saison (Fig. 7.4) montre qu'il n'y a pas de variabilité saisonnière de ces 2 indicateurs pour les espèces estuariennes strictes. En revanche, pour les 4 autres catégories écologiques, moyenne et variabilité sont toujours plus importantes en saison sèche froide et plus faibles en saison sèche chaude ; les valeurs observées en saison humide étant plus proches de celles de la saison sèche chaude.

En termes de **catégories trophiques**, le peuplement du Bamboung est largement représenté par des espèces herbivores (plus de 70% de l'abondance totale) plutôt à dominance phytoplanctonophage (he-ph) et par des prédateurs de premier niveau (plus de 20%) majoritairement zooplanctonophages (p1-zo). Les prédateurs de deuxième niveau (5 à 6%) sont plutôt de type généraliste (p2-ge) se nourrissant de poissons et d'autres proies.

Les variabilités saisonnières de l'abondance et de la biomasse, analysés par catégorie trophique, sont fortes donc ne permettent pas d'effectuer des tests statistiques. Toutefois, cette forte variabilité est surtout observée en saison sèche froide. Trois schémas de tendance saisonnière peuvent être décrits (Fig. 7.5) :

- Pour les espèces microphages (p1-mc), il n'y a pas réellement de variation saisonnière de l'abondance ; la biomasse observée en saison sèche froide est 3 fois supérieure à celle observée aux 2 autres saisons signalant ainsi la présence lors de cette saison, de plus grands individus.
- Pour les espèces détritivores (he-de) et piscivores (p2-pi), abondance et biomasse sont maximum en mars et minimum en octobre, mais les ratios inter saisons ne dépassent jamais 2.

- Les autres catégories suivent le schéma général décrit pour l'abondance et la biomasse totale ; ces indicateurs sont toujours maximales en mars et présentent la plus forte variabilité saisonnière ; le rapport entre les valeurs observées en mars et en juin est toujours supérieur à 4 et peut atteindre des ratios de 20 ; entre mars et octobre, il est de l'ordre de 2 à 4.

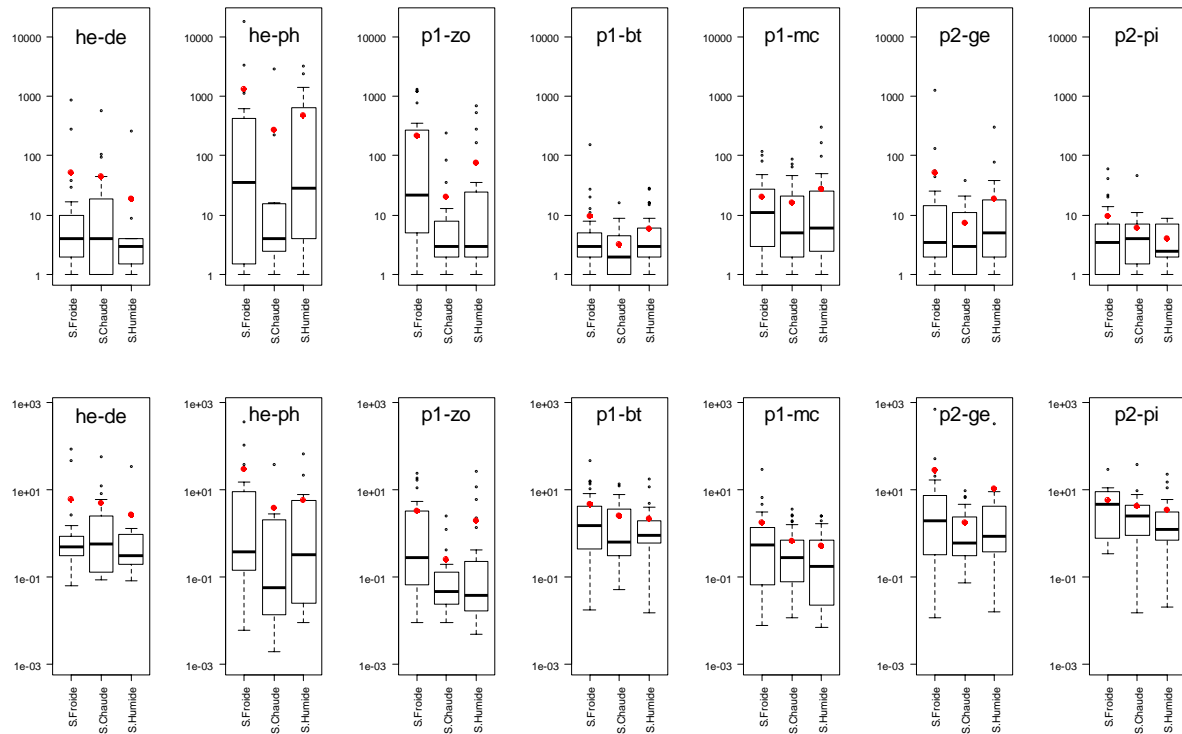


Figure 7.5 : Variabilité saisonnière des abondances (haut) et des biomasses (bas, en kg) par catégorie trophique (Codes des catégories trophiques voir Tab. 1.4).

Structure en taille

Les tailles échantillonnées dans le bolon de Bamboung vont de 32 mm à 1 370 mm avec, bien évidemment, de forts pourcentages d'individus dans les premières classes de taille. Le regroupement par saison montre des moyennes respectivement de 197 mm (± 107), 176 mm (± 61) et 160 mm (± 81) pour les mois de mars, juin et octobre (Fig. 7.6). La taille moyenne du peuplement de poissons toutes espèces confondues serait donc maximale en fin de période sèche froide et minimale en fin de saison des pluies. Ces différences ne sont cependant pas significatives, compte tenu de la dispersion des tailles pour chaque saison (test Tukey HSD, $p > 0,05$).

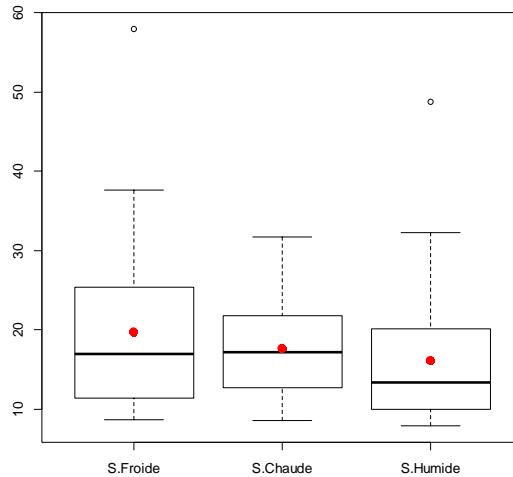


Figure 7.6 : Variabilité saisonnière des longueurs moyennes des individus observés dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011. Le point rouge représente la valeur moyenne de cet indicateur.

L'examen des histogrammes de taille par saison (Fig. 7.7) montre que, pour une même classe de taille, les effectifs sont les plus importants presque toujours en fin de saison sèche froide et les plus faibles en fin de saison sèche chaude. Quelle que soit la saison, les 2 classes les mieux représentées sont 5-9 cm et 10-14 cm. Toutefois, en mars, les effectifs pour les classes comprises entre 15 et 44 cm sont peu différents expliquant ainsi la valeur moyenne plus élevée observée à cette saison (Fig. 7.7).

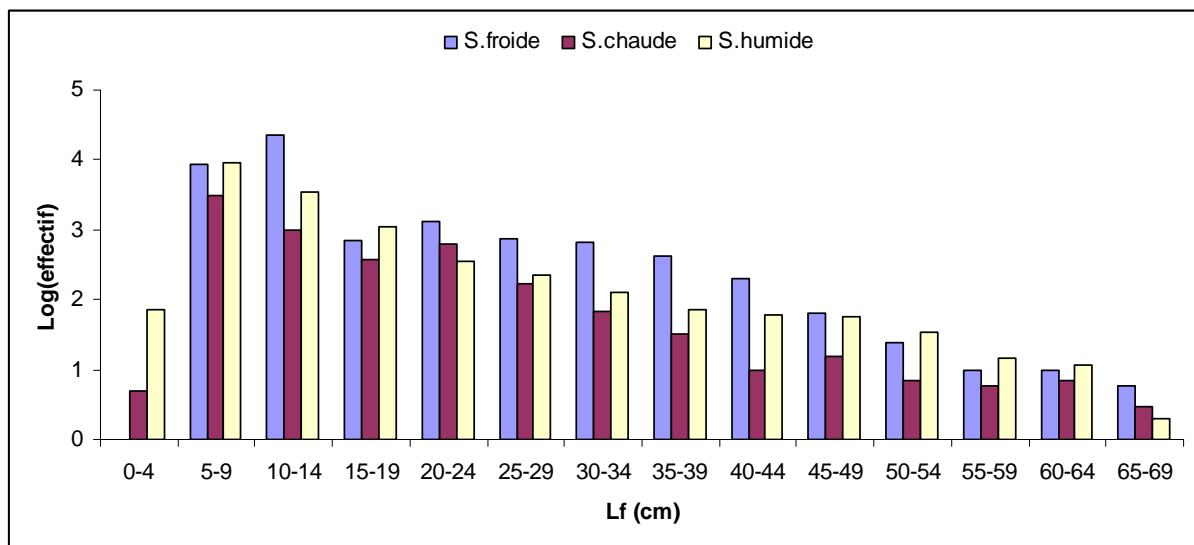


Figure 7.7 : Distribution de fréquence de tailles (en log) des individus capturés par saison entre 2003 et 2011 dans le bolon de Bamboung. La distribution a été tronquée pour des longueurs supérieures à 70 cm.

Reproduction

Les estuaires constituent à la fois des zones de nurserie pour les stades juvéniles d'espèces dont les phases adultes et la reproduction se déroulent dans les milieux adjacents (les eaux douces des fleuves et rivières d'une part, et surtout le milieu marin d'autre part), mais ils sont

également le siège d'une activité de reproduction intense pour une gamme étendue d'espèces en Afrique de l'Ouest (Albaret 1994 ; Baran 1995 ; Diouf 1996).

Si l'on reprend la classification établie par Albaret (1999), les espèces présentes dans le Sine Saloum, et le bolon de Bamboung, présentent trois types de comportement du point de vue de la reproduction :

- 1) Les espèces accomplissant la totalité de leur cycle de reproduction en milieu estuarien (et uniquement en milieu estuarien) ; ces espèces appartiennent à la catégorie des formes estuariennes strictes.
- 2) Les espèces se reproduisant en estuaire et/ou dans les milieux adjacents
 - régulièrement et massivement en estuaire, mais éventuellement en mer (formes estuariennes d'origine marine).
 - occasionnellement en estuaire (principalement classées en estuariennes d'origine marine)
 - accomplissant le début de leur maturation sexuelle en estuaire, mais l'achevant en mer ; suivant leur importance et leur régularité en estuaire, elles seront classées en Marine Estuarienne (ME) ou Marine accessoire (Ma) ou occasionnelle (Mo).
- 3) Les espèces n'ayant aucune activité de reproduction en estuaire et présentes aux stades juvénile, pré-adulte ou même adulte dans les milieux estuariens, ce sont principalement des espèces à affinité marine (Ma ou Mo).

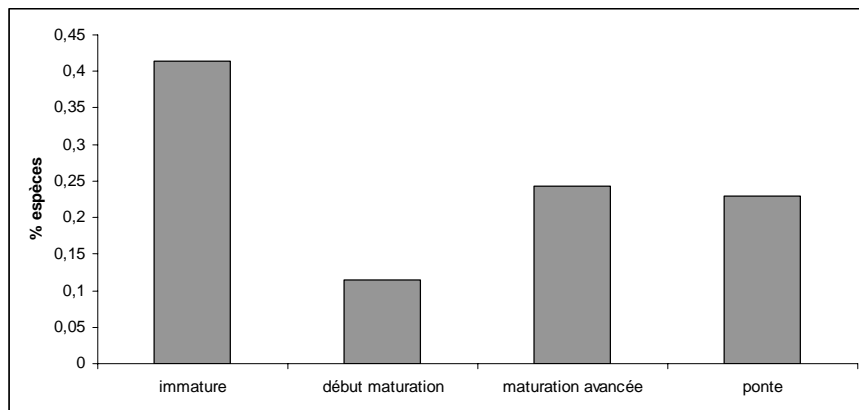


Figure 7.8 : Stade sexuel maximal atteint par chacune des 70 espèces identifiées dans le bolon de Bamboung entre 2003 et 2011.

Dans le bolon de Bamboung, sur les 70 espèces inventoriées pendant les neuf années de suivi, 29 étaient toujours observées à un stade immature et 8 observées en début de maturation sexuelle. Parmi celles qui développaient une activité sexuelle avancée (stade sexuel >2 du tableau 7.1), 17 présentent des stades de maturité avancée, mais sans qu'il soit observé une ponte à l'intérieur du bolon et 16 montrent des caractéristiques signalant une ponte dans le bolon (Fig. 7.8). Un peu plus de 45% des espèces identifiées dans le bolon présentent une maturité sexuelle avancée avec éventuellement indication de ponte. Toutefois, plus de 90% des individus observés au cours des 9 années de l'étude sont immatures ou à un stade de maturité faible (<2).

L'analyse saisonnière des individus en état de maturation (stade 3 et plus du tableau 7.1) montre que, dans le bolon de Bamboung, l'activité reproductrice est très étalée dans le temps, voire continue pour certaines espèces estuariennes strictes. La saison sèche chaude correspond cependant à une activité plus importante avec environ 15% des individus matures pour les

espèces observées dans le bolon en maturation sexuelle avancée. Aux 2 autres saisons, seulement 6 à 8% des individus de ces espèces sont matures.

Discussion-conclusion

Contrairement à la majorité des estuaires, le bolon de Bamboung est un écosystème plutôt stable caractérisé par une salinité supérieure à celle de l'eau de mer pendant une bonne partie de l'année et légèrement inférieure à 35 pendant la saison humide. Compte tenu de sa taille relativement réduite et de sa faible profondeur, les eaux sont considérées comme homogènes sans stratification verticale, ceci étant largement confirmé par les valeurs de salinité, de température ou de concentration en oxygène, en surface et au fond. Bien que le bolon soit proche de l'embouchure sur la mer et soit sous l'influence de la marée, les courants y sont relativement faibles. La grande caractéristique de ce bolon, en dehors du fait qu'il est sursalé une partie de l'année, est sa grande homogénéité verticale (pas de stratification) et horizontale (gradient amont-aval peu marqué).

Le peuplement de poissons est atypique dans la mesure où les espèces d'origine continentale y sont totalement absentes en raison d'apports fluviaux inexistantes et d'une origine des eaux douces essentiellement pluviale. Dans ce contexte particulier, l'estuaire et la mangrove jouent tout de même leur rôle de nourricerie (Vidy 2000) et le peuplement est fortement marqué par la présence des espèces estuariennes d'origine marine et marines estuariennes. Les espèces strictement estuariennes y sont peu représentées ce qui réduit considérablement la partie stable du peuplement. Le peuplement subit des variations saisonnières importantes en raison des migrations ontogéniques des espèces à affinité marine.

Ainsi la richesse spécifique diminue en fin de période sèche chaude de même que l'abondance totale et la biomasse totale. Il semble bien que la fin de saison sèche chaude corresponde à une sortie d'une partie des espèces de la réserve. Ceci, bien sûr, est à rapprocher du cycle biologique des espèces qui, pour certaines d'entre elles, peuvent se reproduire en estuaire (estuariennes d'origine marine), mais pour les autres (marines estuariennes, marines accessoires et marines occasionnelles) doivent impérativement regagner la mer pour accomplir cette phase incontournable de leur cycle vital. Comme dans le Bamboung, le peuplement est largement dominé par les espèces d'affinité marine, ce phénomène d'émigration se fait fortement sentir et se manifeste à travers les minimums d'abondance et de biomasse enregistrés en juin pour les espèces estuariennes d'origine marine, marines estuariennes et marines occasionnelles. A l'inverse, en fin de saison humide, le milieu est recolonisé par de nombreux juvéniles. Les estuaires à mangrove, comme c'est le cas dans le Sine Saloum, présentent de nombreuses zones refuges et permettent aux juvéniles d'échapper à la prédation et de trouver suivant les cas des zones plus productives (Laegdsgaard et Johnson 2001).

En termes de taille, ceci se traduit par une baisse progressive des tailles moyennes de mars à octobre due à deux événements : d'une part, en juin la sortie du bolon d'un certain nombre d'individus de grande taille et d'autre part, l'entrée en saison humide, d'une grande quantité de juvéniles dont les tailles sont inférieures à 100 mm. Ce cycle est par ailleurs validé par les activités de reproduction. En effet, ces dernières semblent être plus ou moins continues comme dans la majorité des milieux d'interface, cette adaptation permettant d'assurer aux espèces un recrutement suffisant quelle que soit la variabilité naturelle de l'écosystème dans lequel elles séjournent (Giesal 1976). L'activité sexuelle dans le Bamboung présente

cependant un pic en fin de saison sèche chaude, pic qui coïncide avec la sortie des espèces du bolon.

Compte tenu de ces différents éléments, le cycle saisonnier dans le bolon de Bamboung peut être résumé de la façon suivante :

- Fin de saison humide : entrée des juvéniles d'origine marine et forte augmentation de l'abondance suite à ce recrutement important. Ceci se traduit par une augmentation de la diversité spécifique et une diminution des tailles moyennes.
- Fin de saison sèche froide : le recrutement en provenance de l'extérieur et de l'intérieur se poursuit en même temps que les juvéniles grossissent. Ceci se traduit alors par une augmentation des abondances, des biomasses et des tailles moyennes qui atteignent en cette saison leur maximum.
- Fin de saison sèche chaude : un certain nombre d'espèces sont en phase de maturation et commencent pour certaines à quitter le bolon pour rejoindre le milieu marin. On assiste alors à une baisse importante de la richesse spécifique, de la biomasse et de l'abondance des espèces d'affinité marine qui se traduit également par une baisse de la taille moyenne du peuplement par rapport au mois de mars.

Ce cycle fortement influencé par l'origine marine du peuplement, entraîne une variabilité saisonnière relativement forte puisqu'une partie des espèces sort nécessairement du bolon au moment de la reproduction. Cet effet peut être différemment ressenti suivant les estuaires, mais est largement significatif dans le cas d'un estuaire atypique comme le Sine Saloum où, compte tenu des faibles apports en eau douce, la majorité des espèces sont d'affinité marine.

Ce qu'il faut retenir :

Le cycle saisonnier étudié dans ce chapitre est une conséquence du cycle hydro-climatique observé à l'échelle de l'estuaire du Sine Saloum qui est composé de 3 saisons. Bien marqué sur le plan des variations des caractéristiques environnementales (salinité température entre autre), ce cycle est aussi nettement présent dans la variabilité du peuplement de l'AMP de Bamboung. A chaque saison, est lié un évènement typique du peuplement : saison humide et arrivée en nombre de juvéniles de petite taille d'espèces estuariennes et marines ; en saison sèche froide, grossissement des individus et poursuite d'une immigration d'espèces dans l'AMP ; saison sèche chaude, émigration hors de l'AMP de nombreuses espèces soit pour raisons de reproduction en mer, soit par évitement des conditions environnementales de la saison des pluies qui commencent.

Les réseaux trophiques de l'Aire Marine Protégée de Bamboung

LE LOC'H François

Les estuaires ouest africains ont été étudiés en termes de composition faunistique (Albaret et al. 2004 ; Baran 2000 ; Ecoutin et al. 2005 ; Ecoutin et al. 2010 ; Simier et al. 2004), mais leurs caractéristiques trophiques demeurent peu connues. Au sein des chaînes alimentaires estuariennes, de nombreuses espèces de poissons se nourrissent de détritus (Winemiller et al. 2007), mais les interactions trophiques sont souvent complexes en raison de la grande diversité des sources de carbone disponibles (Richoux and Froneman 2007). Les analyses de contenus stomacaux ont été utilisées avec succès pour décrire la structure des réseaux trophiques (Winemiller 1990), mais elles requièrent un grand nombre d'échantillons et ne reflètent pas toujours la nourriture assimilée.

Depuis une trentaine d'années, une nouvelle méthode basée sur l'analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote a été employée pour étudier les interactions trophiques au sein des écosystèmes. Cette méthode est basée sur le principe qu'un prédateur est enrichi en isotopes lourds par rapport à sa proie et ceci de façon prédictible. De nombreuses études suggèrent que ces variations sont proches de 1‰ pour le carbone et de 3,4‰ pour l'azote (DeNiro and Epstein 1978, 1981 ; Peterson and Fry 1987). La combinaison de ces deux ratios isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) permet l'examen des interactions entre organismes en termes de ressources utilisées et de niveau trophique (Fry 2006).

Dans cette étude, nous avons analysé la structure et la variation temporelle du réseau trophique de l'AMP de Bamboung avec les isotopes stables du carbone et de l'azote. Nous avons cherché d'une part à mettre en évidence les principales voies trophiques entre les différents niveaux trophiques. D'autre part, nous avons caractérisé la dynamique trophique générale en fonction de la distribution de biomasse au sein des différents niveaux trophiques.

La zone centrale de l'AMP a été échantillonnée en mai et octobre 2007 lors des suivis récurrents de la faune ichtyologique. Les poissons ont été capturés à l'aide de la senne tournante dans les stations de la partie centrale de l'AMP. Les producteurs primaires (les feuilles de mangroves, la matière organique particulaire et les micro-algues benthiques) ont également été récoltés ainsi que le zooplancton, les huitres de palétuviers (*Crassostrea gasar*), les moules (*Modiolus nigeriensis*), les arches (*Arca senilis*) et le gastéropode *Pugilina morio*.

Les signatures isotopiques stables sont exprimées dans la notation conventionnelle δ en pour mille (‰). Le niveau trophique (NT) des espèces a été calculé avec l'équation :

$$\text{NT}_{\text{consommateur}} = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{consommateur}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{copépodes}}) / 3,4$$

où $\delta^{15}\text{N}_{\text{copépodes}}$ est le ratio isotopique stable de l'azote servant de ligne de base dans cette étude, λ est le niveau trophique de la ligne de base and 3,4 est le facteur d'enrichissement estimé pour le ^{15}N (Minagawa et Wada 1984). Ici, nous avons considéré que les copépodes pélagiques utilisés comme ligne de base avaient un NT de 2 (Persic et al. 2004 ; Vander Zanden et al. 1999 ; Vander Zanden et Rasmussen 1999). La longueur des chaînes trophiques a été définie comme le nombre maximum de niveaux trophiques au sein de chaque réseau trophique (Jennings et Warr 2003 ; Post et al. 2000b ; Vander Zanden et al. 1999) et correspond à la valeur maximale calculée avec l'équation précédente. Le niveau trophique

maximum est une variable continue et peut détecter de subtils changements dans les longueurs de chaînes alimentaires (Post et al. 2000a).

Les groupes trophiques ont été identifiés sur la base des observations des contenus stomacaux réalisées dans l'estuaire du Sine Saloum depuis de nombreuses années (Diouf 1996 ; Gning et al. 2008 ; Gning et al. 2010) et des données non publiées, complétées par des informations obtenues de Fishbase (<http://www.fishbase.org>; trophic ecology). Les poissons ont été classés en cinq principaux groupes trophiques : les consommateurs de particules pélagiques, les brouteurs, les prédateurs benthiques, les prédateurs pélagiques et les prédateurs benthopélagiques sur la base de la transformation logarithmique de leur signatures isotopiques (Davenport et Bax 2002).

Les résultats des analyses isotopiques sont présentés dans l'annexe 8.1. Les groupes de consommateurs sont déterminés sur la base d'une classification ascendante hiérarchique (méthode de Ward, Le Loc'h et al. 2008) et définis sur la base des modes de nutrition (annexe 8.1).

En mai, cinq groupes ont été identifiés (Fig. 8.1). Le premier groupe rassemble les espèces se nourrissant de particules en suspension dans la colonne d'eau (water column suspension feeders : C1-WCSF) comme les bivalves *Crassostrea gasar* et *Modiolus nigerensis* qui grandissent sur les racines de palétuviers ou les copépodes pélagiques. Leur niveau trophique est proche de 2 ($\delta^{15}\text{N}$ voisin de 4‰ et $\delta^{13}\text{C}$ de -25‰). Un groupe intermédiaire inclut un bivalve (*Arca senilis*) et le Cichlidae *Sarotherodon melanotheron*. Il est caractérisé par un NT intermédiaire et des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ comprises entre -20 et -21‰. Un troisième groupe (C2-BAF) se compose des poissons brouteurs (Mugilidae) avec des NT de 2,7 à 3,0 et un $\delta^{13}\text{C}$ moyen proche de -17,5‰. Le gastéropode *Pugilina morio*, le poisson pélagique *Ethmalosa fimbriata* et le poisson benthopélagique carnivore *Dasyatis margaritella* composent le groupe hétérogène des consommateurs à affinité pélagique (C2-PAF) avec des NT proches de 3 et une large distribution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ allant de -23,6 à 20,9‰. Le dernier groupe (C2-int) rassemble les prédateurs (poissons piscivores et poissons consommant des invertébrés benthiques et pélagiques) avec des NT > 3,3.

En octobre, six groupes ont été mis en évidence par la CAH (Fig. 8.2). En plus des cinq groupes mis en évidence en mai, un groupe composé de poissons top-prédateurs (*Ilisha africana*, *Chloroscombrus chrysurus* et *Elops lacerta*) apparaît avec des NT de 4,3.

Le niveau trophique (NT) calculé avec la signature isotopique en azote des copépodes pélagiques comme ligne de base révèle une chaîne trophique plus courte en mai (NT maximum = 3,5 pour *Sardinella maderensis* et *Monodactylus sebae*) qu'en octobre (NT maximum = 4,7 pour *Elops lacerta*). Cependant, il faut noter que le $\delta^{15}\text{N}$ des copépodes pélagiques était significativement plus faible en octobre qu'en mai.

Les biomasses de poissons collectés montrent une partition très différente des groupes trophiques définis par l'analyse des isotopes stables entre la fin de la saison sèche et la saison humide (Tab. 8.1). Les top-prédateurs qui étaient rares en mai, représentent 17,9% des captures en octobre, alors que les consommateurs secondaires baissent de 89,3% en mai à 71,5% en octobre. Les consommateurs primaires montrent aussi une forte variabilité saisonnière, oscillant entre 7,5% en mai et 0,5% en octobre.

Dans les écosystèmes estuariens de mangrove, diverses sources de nourriture (phytoplancton, micro-phytobenthos, macro-algues et épiphytes associés, phanérogames marines, feuilles de mangrove et plantes terrestres) peuvent alimenter les communautés de poissons (Layman 2007). Les signatures isotopiques de cette diversité de producteurs primaires peuvent se superposer (Bouillon et al. 2008). En raison des contraintes de terrain et techniques, toutes les

sources potentielles de nourriture comme par exemple les macro-algues et leurs épiphytes n'ont pas été échantillonnées ou analysées en dépit de leur importance potentielle (Layman 2007 ; Nagelkerken et al. 2008). Nos résultats concernant les sources de nourriture sont donc préliminaires et requièrent des études complémentaires. Néanmoins des tendances générales sont mises en évidence. La relative constance trouvée dans la signature isotopique des principales sources alimentaires est cohérente, si l'on considère les apports d'origine terrestre relativement faibles dans l'ensemble de l'estuaire inverse, en raison de l'absence de drainage des eaux de pluie (Savenije et Pagès 1992).

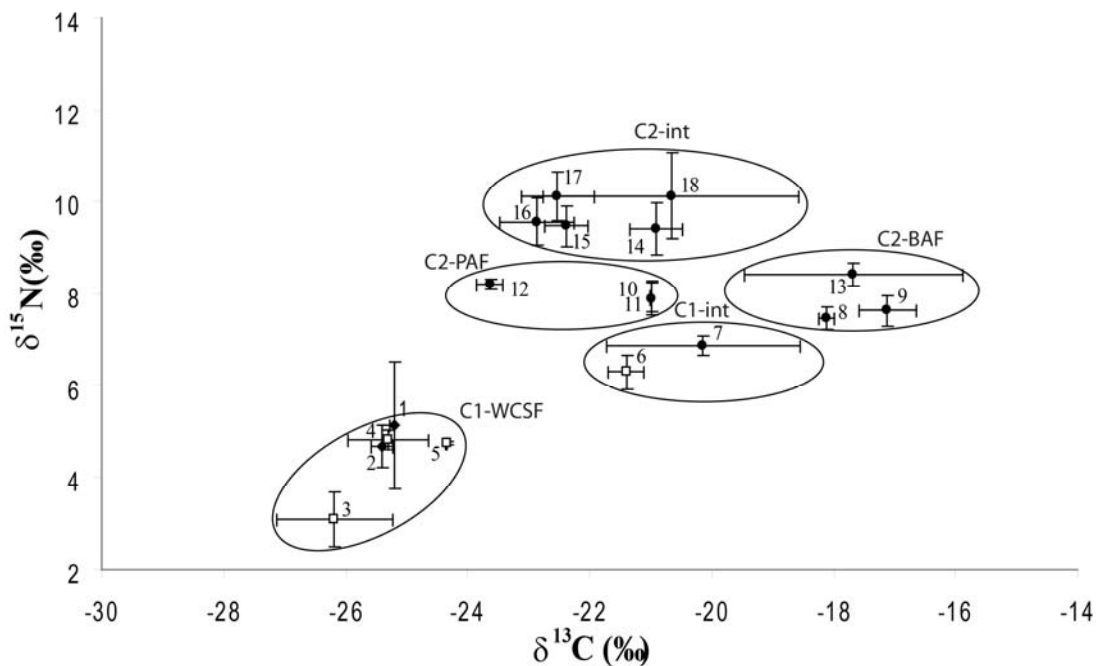


Figure 8.1 : Distribution des ratios isotopiques stables du carbone et de l'azote (moyenne \pm écart-type) au sein des groupes composant le réseau trophique de l'AMP de Bamboung en mai 2007. Les groupes d'espèces (entourés) sont le résultat de la classification ascendante hiérarchique, C1-WCSF: primary consumer-water column suspension feeders, C1-int: primary consumer intermediate, C2-BAF: secondary consumer-benthic affinity feeders, C2-PAF: secondary consumer-pelagic affinity feeders, C2-int: secondary consumer intermediate. Les losanges pleins représentent les producteurs primaires, les carrés blancs les invertébrés et les cercles pleins les poissons ; voir annexe 8.1 pour les correspondances des codes.

Aux deux périodes, les sources alimentaires potentielles principales ont été appauvries en ^{13}C . Les feuilles vertes de mangrove étaient les plus appauvries en ^{13}C et leur valeur moyenne de $\delta^{13}\text{C}$ est proche de celles trouvées dans d'autres d'études d'écosystèmes de mangrove (Newell et al. 1995 ; Schwamborn et al. 2002 ; Thimdee et al. 2004 ; Wooller et al. 2003). À l'exception des algues benthiques, les producteurs primaires dans des écosystèmes estuariens ont généralement de faibles valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ (France 1995). La production primaire dans les écosystèmes aquatiques repose sur le pool de carbone inorganique dissous, qui est appauvri en ^{13}C en raison de l'incorporation préférentielle du ^{12}C dans les tissus lors de la photosynthèse, des processus de minéralisation et de la dynamique des carbonate (Bouillon et al. 2008). La valeur moyenne de $\delta^{13}\text{C}$ de la POM (matière organique particulaire) est semblable à celles rapportées par Gning et al. (2010) dans d'autres zones de l'estuaire du Sine Saloum.

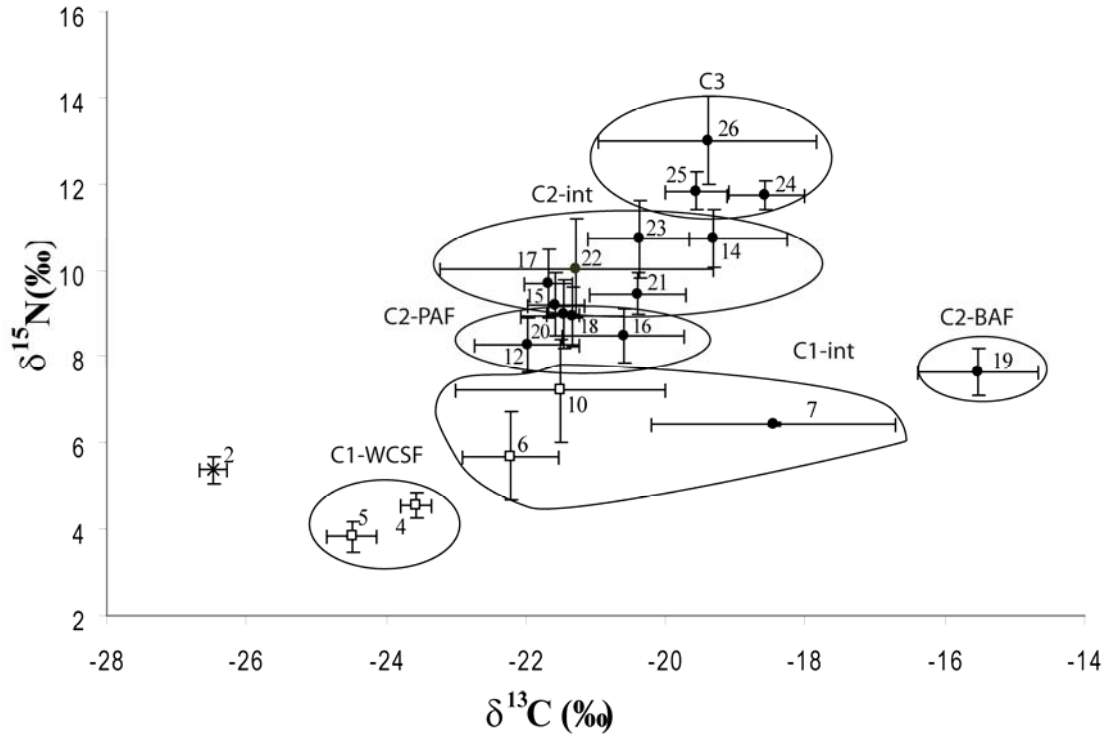


Figure 8.2 : Distribution des ratios isotopiques stables du carbone et de l'azote (moyenne \pm écart-type) au sein des groupes composant le réseau trophique de l'AMP de Bambang en octobre 2007. Les groupes d'espèces (entourés) sont le résultat de la classification ascendante hiérarchique, C1-WCSF: primary consumer-water column suspension feeders, C1-int: primary consumer intermediate, C2-BAF: secondary consumer-benthic affinity feeders, C2-PAF: secondary consumer-pelagic affinity feeders, C2-int: secondary consumer intermediate, C3: tertiary consumers. Les losanges pleins représentent les producteurs primaires, les carrés blancs les invertébrés et les cercles pleins les poissons, voir annexe 8.1 pour les correspondances des codes.

Le traçage de l'origine de la POM (matière organique particulaire) dans les environnements estuariens est délicat en raison des nombreuses sources potentielles (apports terrigènes, production primaire pélagique autochtone et allochtone, micro-algues benthiques et matière organique remise en suspension) (Riera et al. 2004 ; Wissel et Fry 2005 ; Wu et al. 2003). Cette diversité potentielle des sources alimentaires génère une grande variation des ratios isotopiques du carbone dans ces écosystèmes (Bouillon et al. 2008 ; Otero et al. 2003). Les ratios C/N sont souvent utilisés en complément pour mettre en évidence l'origine de matière organique dans les écosystèmes (Wu et al. 2003). En effet, les ratios isotopiques de la POM aux deux périodes étaient semblables à ceux des feuilles vertes de mangrove. Les feuilles de mangrove plus vertes ou sénescentes n'ont que peu ou même aucune différence de signature isotopique (Bouillon et al. 2008 ; Gning et al. 2010). A l'inverse, leurs ratios C/N diffèrent notablement, indiquant que la POM ne provient pas majoritairement des feuilles décomposées de mangrove. La moyenne des ratios C/N rencontrés dans la littérature pour le phytoplancton frais (C/N = 6 - 9) (Duarte 1992 ; Marguillier et al. 1997 ; Redfield et al. 1963) suggère que la POM est probablement constituée d'un mélange de phytoplancton et de matière sédimentée remise en suspension (micro-phytobenthos, matière organique détritique). Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ de la SOM (matière organique sédimentaire) sont en accord avec ceux trouvés par Bouillon et al. (2002) dans la mangrove d'Inde, et varient de -24‰ à -17‰, avec des valeurs moyennes de -21‰. L'enrichissement relatif en ^{13}C de la SOM comparé aux autres sources a été

précédemment passé en revue dans Bouillon et al. (2008) et a été attribué aux effets de décomposition par les micro-organismes.

Tableau 8.1 : Correspondance entre la structure en biomasse de la communauté de poissons (biomasse totale et pourcentage) et les guildes trophiques identifiées par l'analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote en mai et octobre 2007 dans l'AMP de Bambang.

Trophic groups	May 2007			October 2007		
	Biomass (kg.km ⁻²)	Biomass (%)	Trophic level	Biomass (kg.km ⁻²)	Biomass (%)	Trophic level
Primary consumers						
Intermediate	96.4	7.5	2.6	17.2	0.4	2.7 (0.2)
Secondary consumers						
Benthic affinity feeders	254.8	19.9	2.8 (0.1)	560.6	14.6	3.1
Pelagic affinity feeders	135.0	10.5	2.9	849.6	22.2	3.4 (0.1)
Intermediate	753.4	58.9	3.4 (0.1)	1327.8	34.7	3.8 (0.1)
Tertiary consumer	17.6	1.3	-	686.4	17.9	4.4 (0.2)
Indeterminate	21.2	1.6		385.0	10.0	
Total	1278.6	100		3826.6	100	

Wooller et al. (2003) a constaté que plus de 80% des débris de mangrove étaient composés d'organismes microbiens. Les $\delta^{13}\text{C}$ des fragments de bois sont dans la gamme de ceux précédemment déterminés pour les plantes terrestres, suggérant qu'ils proviennent de la végétation adjacente. Comme indiqué par beaucoup d'autres auteurs (France 1998 ; Herman et al. 2000 ; Riera et Richard 1996), nous avons constaté que des algues benthiques avaient les ratios en carbone les plus hauts. Dans la zone sédimentaire des écosystèmes aquatiques, le CO₂ est limitant et la quantité de carbone disponible pour des processus photosynthétiques est réduite (France 1998). Ces deux facteurs aboutissaient souvent aux signatures isotopiques carboniques plus hautes chez les producteurs primaires. Dans une revue récente, Bouillon et al. (2008) ont évalué la valeur moyenne de $\delta^{13}\text{C}$ des micro-algues benthiques à -18‰.

Composition des groupes trophiques

En saison sèche

Le groupe des suspensivores ont leurs valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ proches de celles de la POM. Néanmoins, leurs valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ sont relativement basses en comparaison de la valeur pour l'ensemble de la POM, suggérant une nutrition sélective des divers composants constituant la POM (Bouillon et al. 2002 ; Hentschel 1998).

Le second groupe des consommateurs primaires, le groupe C1-int est composé du poisson dépositif *Sarotherodon melanotheron* et du suspensif benthique *Arca senilis*. Leurs ratios isotopiques du carbone sont intermédiaires entre ceux de SOM et des micro-algues benthiques, couplés avec $\delta^{15}\text{N}$ bas, suggérant que ces organismes peuvent se nourrir des deux sources alimentaires. Ceci corrobore des études précédentes sur les régimes de la même

espèce ou d'espèces proches. Par exemple, le Cichlidae *S. melanotheron* est bien connu pour se nourrir de la matière organique déposée (Diouf 1996 ; Gning 2008 ; Kone et Teugels 2003). Les suspensivores benthiques vivant dans le sédiment, comme les bivalves, peuvent avoir un régime mixte composé de MPB mis en suspension, de POM détritique remise en suspension et de POM fraîche (Riera et Richard 1996 ; Rossi et al. 2004). Cependant, la proportion de chacune de ces sources peut varier avec la sélectivité du mode alimentaire, comme décrit par Riera et al. (2004). Le rôle de la mangrove comme source alimentaire potentielle a longtemps été discuté (voir Bouillon et al. 2008). À cause des ratios isotopiques proches de feuilles de mangrove et de SOM, conjuguées à l'absence des échantillons de macro-algues et d'épiphytes, aucune conclusion absolue ne peut être avancée concernant l'importance relative de ces différentes sources alimentaires dans le régime du groupe C1-int.

Le troisième groupe (C2-BAF) est composé uniquement par les Mugilidae. Leurs ratios isotopiques en carbone sont voisins de ceux du micro-phytobenthos, suggérant un broutage sur les micro-algues benthiques. En se basant sur l'analyse des contenus stomacaux, le mullet est généralement classé comme détritivore (mangeur de débris organique). Pourtant, l'inclusion de micro-algues benthiques dans son régime est également communément rapportée (Mbande et al. 2004 ; Paterson et Whitfield 1997). Une approche combinée récente utilisant le contenu d'estomac et l'analyse d'isotopes stables dans des écosystèmes de mangrove a révélé que le régime alimentaire des mullets variait suivant la disponibilité de la ressource dans leurs habitats spécifiques. Bien que des micro-algues benthiques restent le composant assimilé principal, les macro-algues, les débris organiques, les plantes vasculaires et les invertébrés benthiques font également partie du régime alimentaire (Lin et al. 2007). Le niveau trophique relativement haut, trouvé dans notre étude, suggère un rôle non-trivial des invertébrés benthique dans le régime des mullets.

Sur la base des résultats de $\delta^{13}\text{C}$ proches de ceux de la POM, le groupe composé d'*Ethmalosa fimbriata*, *Dasyatis margaritella* et *Pugilina morio* a été classé comme espèces à affinité pélagique (C2-PAF). *E. fimbriata* appartient au groupe des espèces estuariennes d'origine marine comme défini dans Albaret (1999), elles se rencontrent dans les estuaires à la fois au stade juvénile et adulte. Le statut trophique d'*E. fimbriata* a été largement étudié. (Fagade et Olaniyan 1973) ; chez des spécimens de taille allant de 50 mm à 130 mm, ils ont trouvé un régime alimentaire composé principalement de matière organique déposée et de zooplancton ; chez les spécimens >130 mm, la proportion de phytoplancton était en nette augmentation. Charles-Dominique (1982) a, quant à lui, conclu que le régime d'*E. fimbriata* était fortement opportuniste et pouvait inclure à la fois plancton ou débris, en fonction de leur disponibilité. Dans l'estuaire du Sine Saloum, *E. fimbriata* a été décrit comme une espèce microphage par Diouf (1996). Nos résultats d'isotopes stables sont en accord avec ceux de Gning et al. (2008), lesquels ont montré que les juvéniles d'*E. fimbriata* sont des consommateurs secondaires, s'alimentant principalement sur de petits crustacés, copépodes, ostracodes, invertébrés benthiques, gastéropodes, bivalves et ascidies. Malgré leur comportement de consommateur benthique, *Pugilina morio* et *Dasyatis margaritella* sont connectés au groupe des C2 à affinité pélagique car ils consomment des invertébrés benthiques, comme des bivalves, qui ont un régime principalement basé sur la POM.

Les consommateurs intermédiaires secondaires (C2-int) rassemblent les poissons benthophages et les carnivores généralistes. Les ratios isotopiques mesurés dans notre étude pour les deux espèces de Gerreidae sont proches de ceux mesurés par Gning et al. (2010) pour des juvéniles d'*Eucinostomus melanopterus* dans le bolon de Bapindo, qui est voisin de l'AMP de Bamboung. L'analyse des contenus stomacaux effectuée par ces auteurs sur les spécimens de même écophase a révélé un régime alimentaire basé à la fois sur des invertébrés benthiques (polychètes, ostracodes et bivalves) et sur des copépodes. Le statut de

benthophage de ces deux espèces de Gerreidae a été précédemment rapporté dans d'autres régions africaines (Longhurst 1957; Fagade et Olaniyan 1973 ; Albaret et Desfossez 1988). *Lutjanus goreensis* et *Monodactylus sebae* ont des ratios légèrement plus élevés comparés aux deux Gerreidae. Cela peut être expliqué par l'inclusion de proies supplémentaires comme les poissons, les macro-crustacés et le zooplancton dans leur régime alimentaire, comme cela a été décrit dans des espèces du même genre par Marguillier et al. (1997) et Mbande et al. (2004).

A la fin de la saison humide

Le groupe trophique attribué à chaque espèce peut évoluer de mars (saison sèche) à octobre (fin de la saison humide). Les deux Gerreidae (*Eucinostomus melanopterus* et *Gerres nigri*) et le Clupeidae (*Ethmalosa fimbriata*) ont évolué du groupe des consommateurs secondaires intermédiaires au groupe des consommateurs secondaires à affinité pélagique. Les espèces de poisson nouvellement recrutées dans le groupe des C2-PAF ont des ratios isotopiques de carbone très proches de ceux de plusieurs espèces appartenant au groupe des consommateurs secondaires intermédiaires. Dans d'autres cas, même si certaines espèces ont changé de groupe trophique entre les deux saisons, leur niveau trophique est resté inchangé. Deux raisons peuvent expliquer ces différences entre les deux groupes trophiques. Tout d'abord, le groupe C2-PAF n'est pas fonctionnellement éloigné du groupe C2-int, celui-ci incluant à la fois des poissons à affinité pélagique et benthique. Ensuite, nous avons formulé l'hypothèse que les changements de position trophique observés chez certaines espèces ne reflètent pas nécessairement une variabilité temporelle dans le type de proie qu'elles exploitent. Selon Post et Takimoto (2007), la variabilité de la longueur de chaîne alimentaire peut être liée à la fois à des changements dans la position trophique d'une proie intermédiaire et à l'ajout ou au retrait d'un prédateur (mécanisme d'insertion) modifiant ainsi les interactions trophiques. Ils soutiennent l'idée que les changements de position trophique d'un prédateur peuvent se produire sous l'influence de l'omnivorie ou par un mécanisme d'insertion. Les changements observés au milieu de la structure du réseau trophique de l'AMP de Bamboung résultent de la présence de plus d'espèces qui sont relativement plus enrichies en ¹⁵N, contribuant ainsi à l'allongement de la chaîne alimentaire. Par exemple, le groupe des C2-int a été renforcé par la présence d'espèce à tendance piscivore prononcée, comme *Arius latiscutatus* et *Ilisha africana* et de consommateurs d'invertébrés de grande taille comme les Haemulidae (Longhurst 1957 ; Diouf, 1996). *I. africana*, *C. chrysurus* et *E. lacerta* constituent le groupe de prédateurs supérieurs (C3), avec un NT moyen de 4,4. *I. africana* est un piscivore malacophage et un mangeur de crustacés (Marcus 1986 ; Vakily et Cham 2003) conduisant à son haut niveau trophique. Les études trophiques sur *C. chrysurus* sur la côte de l'Afrique de l'Ouest sont rares. Chaves et Umbria (2003), sur la côte brésilienne, considèrent cette espèce comme une espèce carnivore benthopélagique qui s'alimente principalement sur le zooplancton, les invertébrés benthiques et les poissons. La présence additionnelle d'un troisième niveau trophique contribue à l'allongement des chaînes alimentaires en octobre. Selon Simier et al. (2004) et Ecoutin et al. (2005, 2010), la présence des espèces de poissons dans les écosystèmes estuariens d'Afrique de l'Ouest est principalement déterminée par leurs traits écologiques et seulement secondairement par les contraintes hydrologiques et physiques. Cependant, les changements saisonniers de structure au sein des réseaux trophiques sont sous l'influence directe du turnover des espèces.

Structure du réseau trophique

La longueur des chaînes alimentaires, estimée à partir des ratios isotopiques d'azote des consommateurs primaires, révèle un motif. Vander Zanden et Rasmussen (1999) ont constaté que les ratios d'azote des consommateurs primaires varient largement entre habitats et ceci peut biaiser l'estimation des positions trophiques des prédateurs. Aux deux saisons, nos échantillons ont été collectés dans les mêmes zones, réduisant le biais dû à la variation spatiale. De plus, Post (2002) soutient l'hypothèse que le fractionnement isotopique entre niveaux trophiques, est plus important que l'estimation de la ligne de base pour la détermination des niveaux trophiques des grands prédateurs. Ces questions ne sont pas dans le cadre de la présente étude. Les changements de longueur de chaîne alimentaire ont été, ainsi, attribués aux variations saisonnières dans la composition faunistique, comme l'ont également montré Post et Takimoto (2007). La chaîne alimentaire la plus longue, qui a été observée en octobre, résulte de la présence d'une plus grande diversité d'espèces à la fin de la saison humide. Une augmentation du niveau trophique au sein des communautés de poissons dans une zone de « no take » est attendue en comparaison de zones pêchées (Pauly et al. 2001). Cependant, Vizzini et Mazzola (2009), en utilisant également des isotopes stables dans une AMP en Méditerranée, n'ont pas trouvé de différence entre zone protégée et zone pêchée. Dans l'AMP de Bamboung, les niveaux trophiques observés sont en effet généralement plus hauts que les niveaux de trophiques moyens issus de FishBase et ceux estimés par Villanueva et al. (2005) par l'utilisation d'un modèle Ecopath sur l'ensemble de l'estuaire du Sine Saloum (Tab. 8.2). Ceci peut être un effet de la réserve, bien que ces deux méthodes d'évaluation des niveaux trophiques soient très différentes. Le fractionnement isotopique (Barnes et al. 2007), la taille des poissons (Cocheret de la Morinière et al. 2003), l'habitat local et la disponibilité de la nourriture peuvent également jouer un rôle pour les valeurs observées (Gning et al. 2010).

Dans l'AMP de Bamboung, le réseau trophique des poissons aux deux périodes d'observation est dominé par les consommateurs secondaires qui sont principalement des brouteurs (se nourrissant sur des micro-algues benthiques et de la SOM) et des consommateurs d'invertébrés, représentant 89% de la biomasse totale en mai et 71% en octobre. Cette évolution temporelle est compensée par la présence de consommateurs tertiaires dans le réseau trophique en octobre. La stabilité relative trouvée dans la composition fonctionnelle du réseau trophique réduit la grande fluctuation saisonnière de la richesse spécifique. Par exemple, les consommateurs secondaires à affinité benthique, principalement représentés par les mullets, ont montré une relative constance en termes de biomasse entre les deux saisons, alors que ce groupe trophique était quasiment monospécifique à la saison humide (présence de suspensivores et de déposivores intermédiaires, et des consommateurs secondaires (consommateurs intermédiaires et d'affinité benthiques et pélagiques)). Le réseau trophique en saison humide a inclus un troisième niveau trophique, les consommateurs tertiaires, aboutissant à un allongement de la chaîne alimentaire avec un niveau trophique maximum évalué par $\delta^{15}\text{N}$ passant de 3,5 à 4,7. Nos résultats souffrent tout de même de l'absence de la signature isotopique de quelques sources alimentaires (les macro-algues et leurs épiphytes) et également d'invertébrés benthiques, qui à cause de leur rôle fonctionnel à la base du réseau trophique doivent être étudiés. Néanmoins, cette étude contribue à une meilleure définition de la structure du réseau trophique des poissons au sein d'un écosystème estuarien tropical dynamique.

Tableau 8.2 : Comparaisons entre les niveaux trophiques calculés à partir des signatures en isotopes stables et ceux trouvés dans Fishbase (Froese and Pauly 2009) et dans Villanueva et al. (2005). TL FB : niveau trophique de Fishbase; TL MV : niveau trophique de Villanueva. En gras : NT de Fishbase plus grand que les NT de mai et octobre. -: pas disponible.

Fish species	TL May 2007	TL Oct 2007	TL FB	TL MV
<i>Arius latiscutatis</i>	-	4.0	3.2	3.4
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	-	4.3	3.3	3.2
<i>Dasyatis margaritella</i>	2.9	-	3.5	3.2
<i>Elops lacerta</i>	-	4.7	3.0	3.6
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	3.0	3.3	2.8	2.6
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	3.4	3.3	3.3	-
<i>Galeodes decadactylus</i>	-	3.6	3.3	3.4
<i>Gerres nigri</i>	3.3	3.5	3.3	3.0
<i>Ilisha africana</i>	-	4.3	2.8	3.0
<i>Liza dumerili</i>	-	3.1	2.4	-
<i>Liza falcipinnis</i>	3.0	-	2.4	-
<i>Lutjanus goreensis</i>	3.3	4.0	4.6	-
<i>Monodactylus sebae</i>	3.5	3.7	3.9	3.2
<i>Mugil bananensis</i>	2.8	-	2.0	-
<i>Mugil curema</i>	2.7	-	2.0	-
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	-	3.5	3.5	-
<i>Pomadasys perotaei</i>	-	3.8	3.6	-
<i>Sardinella maderensis</i>	3.5	3.5	2.8	2.7
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	2.6	2.7	2.5	2.7

Ce qu'il faut retenir :

Dans l'AMP de Bamboung, le réseau trophique des poissons aux deux périodes d'observation est dominé par les consommateurs secondaires qui sont principalement des brouteurs et des consommateurs d'invertébrés. Ils représentent 89% de biomasse totale en mai et 71% en octobre. Cette évolution temporelle est compensée par la présence de consommateurs tertiaires dans le réseau trophique en octobre. La stabilité relative trouvée dans la composition fonctionnelle du réseau trophique tamponne la grande fluctuation saisonnière observée de la richesse spécifique.

Le réseau trophique en saison humide inclut un troisième niveau trophique, les consommateurs tertiaires, conduisant à un allongement de la chaîne alimentaire avec un niveau trophique maximum évalué par $\delta^{15}\text{N}$ passant de 3,5 en mai à 4,7 en octobre.

Nos résultats souffrent de l'absence de signatures isotopiques de plusieurs sources alimentaires et, en particulier, de celles d'invertébrés benthiques, qui, en raison de leur rôle fonctionnel à la base du réseau trophique, devraient être étudiés dans l'avenir. Néanmoins, cette étude contribue à une meilleure définition de la structure du réseau trophique des poissons au sein d'un écosystème estuarien tropical dynamique.

Annexe 8.1 : Composition isotopique stable moyenne en carbone et azote (\pm écart type), rapport C/N, niveau trophique (TL) en mai et octobre 2007 dans le bolon de Bamboung, et codes des groupes pour les figures.

	May 2007					October 2007				
	Code	Feeding mode	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	C/N	TL	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	C/N	TL
Microphytobenthos			-	-17.3 \pm 1.3	-	-	-	-	-	-
Sediment organic matter				-24.8 \pm 0.1	22.2			-24.4 \pm 0.4	19.2	
<i>Rhizophora racemosa</i>	2		4.6 \pm 0.4	-25.3 \pm 0.1	45.8		5.3 \pm 0.3	-26.4 \pm 0.2	36.7	
Particulate organic matter	1		5.1 \pm 1.1	-25.2 \pm 0.1	11.1		-	-25.0 \pm 0.4	5.5	
Wood fragments			-	-	-		-	-24.8 \pm 0.1	34.5	
Ascidians			-	-	-		1.3 \pm 0.1	-26.4 \pm 0.0	6.2	1.2
Bivalves										
<i>Arca senilis</i>	6	Pelagic particulate feeder	6.3 \pm 0.3	-21.4 \pm 0.3	4.5	2.4	5.6 \pm 1.0	-22.2 \pm 0.6	4.3	2.5
<i>Crassostrea gasar</i>	4	Pelagic particulate feeder	4.8 \pm 0.2	-25.5 \pm 0.6	5.2	2.0	4.5 \pm 0.2	-23.5 \pm 0.2	5.6	2.2
<i>Modiolus negeiensis</i>	3	Pelagic particulate feeder	3.4 \pm 0.8	-26.4 \pm 1.0	5.0	1.6	-	-	-	-
Crustaceans										
Pelagic copepods	5	Pelagic particulate feeder	4.7 \pm 0.1	-24.3 \pm 0.1	5.7	2.0	3.8 \pm 0.3	-24.4 \pm 0.3	6.4	2.0
Gastropods										
<i>Pugilina morio</i>	10	Benthic predator	7.9 \pm 1.0	-20.9 \pm 1.6	5.0	2.9	7.2 \pm 1.1	-21.5 \pm 1.5	4.2	3.0
Fishes										
<i>Arius latiscutatus</i>	23	Benthic predator	-	-	-	-	10.7 \pm 0.8	-20.3 \pm 0.7	3.7	4.0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	25	Pelagic particulate feeder	-	-	-	-	11.8 \pm 0.4	-19.5 \pm 0.4	3.5	4.3
<i>Dasyatis margaritella</i>	11	Benthic-pelagic predator	7.8 \pm 0.3	-21 \pm 0.1	2.9	2.9	-	-	-	-
<i>Elops lacerta</i>	26	Pelagic predator	-	-	-	-	13.0 \pm 1.0	-19.4 \pm 1.5	3.5	4.7
<i>Eihmalosa fimbriata</i>	12	Pelagic particulate feeder	8.2 \pm 0.1	-23.6 \pm 0.2	3.5	3.0	8.2 \pm 0.6	-21.9 \pm 0.7	3.5	3.3
<i>Euclinostomus melanopterus</i>	16	Benthic predator	9.5 \pm 0.5	-22.8 \pm 0.6	3.5	3.4	8.4 \pm 0.6	-20.6 \pm 0.8	3.5	3.3
<i>Galeoides decadactylus</i>	21	Benthic predator	-	-	-	-	9.4 \pm 0.4	-20.3 \pm 0.7	3.4	3.6
<i>Gerrus nigri</i>	15	Benthic predator	9.4 \pm 0.4	-22.3 \pm 0.3	3.5	3.3	9.2 \pm 0.7	-21.5 \pm 0.4	3.4	3.5
<i>Ilisha africana</i>	24	Pelagic particulate feeder	-	-	-	-	11.7 \pm 0.3	-18.5 \pm 0.5	3.4	4.3
<i>Liza dumerili</i>	19	Grazer	-	-	-	-	7.6 \pm 0.5	-15.5 \pm 0.8	3.7	3.1
<i>Liza falcipinnis</i>	13	Grazer	8.4 \pm 0.2	-17.6 \pm 1.8	3.4	3.0	-	-	-	-
<i>Lutjanus gorensis</i>	14	Benthic predator	9.4 \pm 0.5	-20.9 \pm 0.4	3.5	3.3	10.7 \pm 0.6	-19.3 \pm 1.0	3.5	4.0
<i>Monodactylus sebae</i>	17	Benthic-pelagic predator	10.1 \pm 0.5	-22.5 \pm 0.6	3.5	3.5	9.6 \pm 0.7	-21.6 \pm 0.3	3.5	3.7
<i>Mugil bananensis</i>	9	Grazer	7.6 \pm 0.3	-17.1 \pm 0.4	3.5	2.8	-	-	-	-
<i>Mugil curema</i>	8	Grazer	7.4 \pm 0.2	-18.1 \pm 0.1	3.5	2.7	-	-	-	-
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	20	Benthic predator	-	-	-	-	8.9 \pm 0.7	-21.4 \pm 0.2	3.5	3.5
<i>Pomadasys perotaei</i>	22	Benthic predator	-	-	-	-	10.0 \pm 1.1	-21.2 \pm 1.9	4.3	3.8
<i>Sardinella maderensis</i>	18	Pelagic particulate feeder	10.1 \pm 0.9	-20.6 \pm 2.1	3.6	3.5	8.9 \pm 0.6	-21.3 \pm 0.7	3.6	3.5
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	7	Grazer	6.8 \pm 0.2	-20.1 \pm 1.5	3.5	2.6	6.4 \pm 0.0	-18.4 \pm 1.7	3.5	2.7

Modélisation du fonctionnement trophique ou écosystémique

TITO de MORAIS Luis, LE LOC'H François et BROCHIER Timothée

Introduction sur les modèles écosystémiques

Les modèles permettent une formalisation mathématique des relations écologiques connues entre les composantes d'un système et les observations empiriques obtenues à partir d'échantillonnages sur le terrain (par exemple les relations entre proies et prédateurs, les biomasses relatives entre espèces, les capacités de reproduction, les niches écologiques occupées, etc). Malgré les incertitudes inhérentes à tous les modèles, ceux-ci offrent notamment trois avantages principaux (1) la représentation simplifiée des systèmes observés, dont la confrontation avec la réalité permet de tester la cohérence des éléments ayant servi à la construction du modèle, (2) la génération de nouvelles hypothèses sur des processus mal connus, (3) la simulation sur le long terme de l'évolution des systèmes, et donc des capacités de prédiction. Parmi la multitude de modèles disponibles nous avons retenu deux approches un modèle de flux trophiques à l'état stable (Ecopath) et un modèle individu-centré (Osmose). Les premiers (Christensen et Pauly 1992) utilisent essentiellement les flux d'énergie échangés entre compartiments du système, les seconds analysent les interactions entre « agents » (Grimm et al. 2006) ayant chacun les caractéristiques, en termes de traits de vie, les plus proches possible de l'objet qu'ils sont censés représenter (en termes de comportement, de reproduction, de nourriture, ...). Dans les deux cas, les compartiments ou « agents » modélisés peuvent représenter soit directement des espèces distinctes, soit, le plus souvent, des « méta-espèces » ou groupes d'espèces aux caractéristiques écologiques voisines. En milieu tropical ouvert, eu égard à la grande richesse spécifique des milieux, c'est souvent cette approche par « méta-espèces » qui est retenue. Dans le cas de milieux comme le Bamboung où la pêche est un élément fondamental (qu'elle ait été arrêtée, qu'elle perdure ou que l'on souhaite analyser les impacts de sa reprise), les pêcheurs sont également un des éléments du modèle (compartiment dans Ecopath ou agent pour Osmose), se comportant comme un « super-prédateur » avec ses caractéristiques propres.

Les modèles individu-centrés sont en général fondés sur des hypothèses plus réalistes que les modèles utilisant des variables d'état comme les modèles de flux trophiques. Cependant ainsi que le note Grimm (1999) il ne faut pas oublier que le but de la modélisation individu-centrée n'est pas « réalisme », mais bien la modélisation en elle-même à des fins de compréhension des systèmes. L'approche fondée sur les individus est une approche « bottom-up » (du bas vers le haut) qui commence par les « parties » (les individus) d'un système, puis tente de comprendre comment les propriétés du système émergent de l'interaction entre ces parties (Grimm 1999). Cependant, ces approches ascendantes ne suffiront pas à conduire à des théories au niveau des systèmes. Les approches utilisant des variables d'état ou « top-down » (du haut vers le bas) sont nécessaires pour fournir une vue intégrée appropriée, et appréhender les questions pertinentes à l'échelle de la population (Grimm 1999). D'où l'intérêt de mener en parallèle des modélisations selon les deux types d'approche comme cela a été fait dans le Bamboung.

Présentation rapide des modèles Ecopath et Osmose sur le Bamboung

Le modèle écosystémique Ecopath (Christensen et Pauly 1992 ; Christensen et al. 2008)

Le modèle Ecopath est un modèle trophodynamique qui permet de comprendre l'organisation et le fonctionnement trophique d'un écosystème en le considérant dans sa totalité. L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ainsi répartie entre différents compartiments trophiques, définissant les groupes fonctionnels du modèle. Chaque compartiment regroupe les espèces (ou stades biologiques) qui ont sensiblement les mêmes proies, les mêmes prédateurs et les mêmes caractéristiques biologiques (productivité, taux de consommation, taux de mortalité...). Le modèle Ecopath permet de représenter et quantifier les interactions et flux trophiques entre différents groupes trophiques, en supposant un état d'équilibre des masses. Ce modèle, avec son extension Ecosim, peut être utilisé pour (Christensen et al. 2008) :

- Poser des questions d'ordre écologique ;
- Évaluer les impacts de la pêche sur tout l'écosystème ;
- Explorer des options de gestion sur une zone ;
- Évaluer l'impact et la position d'AMP ;
- Évaluer l'impact de changements environnementaux.

L'approche Ecopath utilise des équations d'équilibre de masse pour estimer les flux entre compartiments. Chaque groupe (espèce ou méta-espèce) est représenté par une équation d'équilibre de masse et nécessite en entrée les variables suivantes : biomasse (B), productivité (P/B), taux de consommation (Q/B), efficacité écotrophique (EE, définie comme la proportion de la production de chaque groupe qui est utilisée c'est à dire consommée dans la chaîne trophique, exportée, accumulée ou pêchée) et enfin le régime alimentaire et les captures par pêche de chaque groupe. Les équations linéaires sont résolues par algèbre matricielle pour produire des estimations des flux qui équilibrent les entrées et les sorties des compartiments ; tout paramètre manquant fait l'objet d'une estimation à partir des paramètres connus. Cependant, les exports (pêche) et le régime alimentaire doivent toujours être entrés, alors que, sur les quatre autres paramètres d'entrée de base (B, P/B, Q/B et EE), trois sur quatre seulement doivent être connus. Dans la plupart des cas, quand toute l'information destinée à faire tourner un modèle Ecopath est rassemblée, le modèle n'est pas en équilibre à cause des incohérences dans l'information. Les valeurs d'un ou de plusieurs des paramètres doivent être changées de façon itérative jusqu'à obtention d'un équilibre. Il y a en fait plus d'une façon de construire un modèle Ecopath et il n'existe jamais une solution unique pour un modèle. Le logiciel Ecopath avec son module ECOSIM permet une analyse de sensibilité pour examiner l'effet des paramètres sur le modèle. L'efficacité écotrophique permet de vérifier immédiatement le bilan d'équilibre de masse. Si le modèle n'est pas équilibré, il y a des flux négatifs vers les détritiques et les valeurs de EE sont supérieures à un.

Paramètres pris en compte dans la construction des groupes (espèces ou méta-espèces) pour le modèle Ecopath de Bamboung

Plusieurs paramètres sont pris en compte dans la construction des groupes de poissons : la catégorie écologique (Albaret 1999), la catégorie trophique, la taille maximale L_{max} issue de Fishbase (Froese et Pauly 2009), la taille asymptotique L_{∞} calculée à partir de la taille maximale observée dans le Bamboung, et le niveau trophique issu de Fishbase (Froese et Binohlan 2000). Les catégories trophiques et écologiques sont issues de travaux antérieurs faits sur le Sine Saloum et d'autres estuaires ouest-africains. La catégorie écologique prend en

compte le degré d'euryhalinité des espèces ainsi que leur cycle bio-écologique et leur abondance. Le niveau trophique et la catégorie trophique permettent d'effectuer un premier tri, affiné ensuite par la prise en compte des tailles asymptotiques et des catégories écologiques.

Au final, 21 groupes de poissons (allant des requins aux petits benthophages) sont identifiés (Tab. 9.1). Deux groupes, dauphins et oiseaux, sont également construits. Les 8 groupes d'invertébrés (allant des crevettes aux détritus) sont repris de modèles Ecopath relatifs à l'ensemble du Saloum (Vignot 2007 ; Villanueva 2004).

Tableau 9.1 : Groupes trophiques (espèces ou méta-espèces) utilisés dans la construction du modèle Ecopath de Bamboung.

Requins	Tétron	Sardinelle	Crabe
Dauphins	Petit capitaine	Gerres	Macrobenthos
Oiseaux	Pompaneau	Ethmalose	Meiobenthos
Raies	Carangues	Mulets	Zooplancton
Otolithes	Mâchoirons marins	Pomadasys	Phytoplancton
Barracudas	Elops	Tilapias	Microphytobenthos
Grand capitaine	Breton africain	Petits benthophages	Détritus
Vivaneaux	Sole-langue	Crevettes	

Le modèle multi-agent Osmose

La configuration Osmose utilisée à Bamboung est une adaptation du modèle individu centré (ou multi-agent) pré-existant Osmose (Shin et Cury 2001 ; Yemane et al. 2009) aux spécificités des assemblages de poissons des milieux estuariens, en l'occurrence le Sine Saloum au Sénégal. Osmose est un modèle de flux d'énergie spatialisé à travers un écosystème structuré en taille, avec donc des règles de prédation entre les individus principalement déterminées par des rapports de tailles. Ici nous présentons une configuration de ce modèle pour l'AMP de Bamboung (Fig. 1.1 et 1.2), ainsi que quelques adaptations réalisées pour satisfaire aux particularités des écosystèmes d'estuaires.

Les adaptations au cas de l'AMP de Bamboung concernent principalement la prise en compte de la diversité des histoires de vie et stratégies de prédation qui vont déterminer les périodes de présence dans le bolon, et sont détaillées dans Brochier et al. (2012). Par mesure de simplification, nous avons regroupé les espèces de poissons présentes dans le bolon en 15 méta-espèces (Tab. 9.2), ou groupes d'espèces, représentant 97% de la biomasse des poissons capturées à la senne. Les espèces rassemblées dans chacun de ces groupes partagent des caractères fonctionnels communs, leur appartenance à une même catégorie trophique et à une même catégorie écologique. Idéalement, ces groupes devraient également partager des caractères morphologiques (croissance, fécondité) et morphométriques (rapport taille-poids, gamme de taille des proies,...). Toutefois, en première approximation, nous avons défini des groupes partageant les catégories trophiques et écologiques, en choisissant une espèce-type parmi les espèces dominantes en biomasse. Nous avons défini quatre catégories d'histoire de vie des poissons observés dans l'estuaire, et pour trois d'entre elles, Osmose a du être modifié afin de pouvoir les prendre en compte.

En plus du rapport de taille entre les prédateurs et les proies, la prédation est aussi limitée par une matrice d'accessibilité des espèces entre elles. Cette matrice d'accessibilité intègre trois facteurs autres que la taille limitant la prédation : (1) les habitats, (2) les régimes alimentaires spécifiques et (3) les défenses naturelles.

L'habitat préférentiel de chaque espèce est défini selon son stade de développement et un taux de rencontre est ainsi estimé entre les individus affectés à chaque habitat. Les régimes spécifiques de chaque espèce proviennent de l'observation des contenus stomacaux dans la même zone ou dans des environnements similaires. Enfin, la présence de défenses naturelles, en particulier chez l'une des espèces présentes, *Arius spp.*, rend inaccessible à la prédation les stades adultes.

Tableau 9.2 : Définition des méta-espèces (Modèle) fondées sur une espèce-type et des espèces associées. (Voir le chapitre inventaire faunistique pour la signification des codes espèces, des catégories écologiques et des catégories trophiques).

Modèle	Espèce type	Espèces associées	Catégorie écologique	Catégorie trophique
Arius	AGA	ARP AHE	ME	p2-ge
Pomadasys	PJU	PPE TFA PIN	Em	p1-bt
Gerres	GNI	GME	Es	p1-mc
Sardinelle	SEB	IAF SAU	ME	p1-zo
Ethmalose	EFI		Em	he-ph
Mulet	LFA	LDU MCU MBA LGR MCE	Em-ME	he-de
Elops	ELA	ELS	ME	p2-pi
Dasyatis	DAM	DMA	Em	p1-bt
Lutjans	LGO	EAE LUD	Ma	p2-pi
Tilapia	THE	TGU	Es	he-ph
Grands prédateurs estuariens	POQ	SPI SGU TLE	ME	p2-pi
Grands prédateurs marins	CLC	Dauphins	Mo	p2-pi
Prédateurs estuariens	GDE	PLM PBR PEL PTY	ME-Em	p2-ge
Macrophages estuariens	CHL	BAU DAF VSE	ME	p1-mc
Petits prédateurs	PSB	CST	Em	p2-ge

Difficultés inhérentes aux approches de modélisation

Quelle que soit l'approche de modélisation choisie, la simplification imposée par le modèle de même que les contraintes de calcul, posent un certain nombre de difficultés en grande partie liées à l'insuffisance des données biologiques et écologiques sur les espèces et les milieux concernés :

- Plus un modèle veut s'approcher de la représentativité des mécanismes qu'il simule, plus le modélisateur sera confronté à des choix de paramétrisation ne pouvant se baser sur des connaissances existantes, presque toujours insuffisantes.
- Une des principales sources d'incertitude dans les modèles d'écosystèmes présentés ici concerne les biomasses respectives de chacun des plus bas niveaux trophiques. Dans Ecopath, ces bas niveaux trophiques sont rétro-calculés pour satisfaire à la consommation des niveaux trophiques supérieurs. Pour faire ce rétro-calcul, il est cependant nécessaire, en l'absence de mesures, d'estimer la productivité des bas niveaux trophiques. Dans Osmose au contraire, les biomasses de bas niveaux trophiques constituent le principal forçage du système et nécessitent également une information sur la distribution spatiale de ceux-ci.
- En l'absence de données de terrain sur les biomasses de bas niveaux trophiques, Ecopath permet d'en réaliser une estimation qui peut servir à les paramétrer dans Osmose, ainsi que nous l'avons fait. Mais l'estimation des P/B est délicate et va pourtant influencer tout le reste. Des erreurs importantes sur les estimations des P/B peuvent rendre impossible la calibration de Osmose. Enfin, il n'existe à l'heure actuelle que très peu d'informations sur l'évolution de ces bas niveaux trophiques depuis la mise en défens de l'AMP, alors qu'il semble que l'impact puisse être important sur ces groupes au vu des modifications de spectre de tailles des coquillages traditionnellement ramassés (Mercier 2011).
- Les contraintes propres à chaque type de modélisation imposent de définir des groupes d'espèces (méta-espèces) adaptés à chaque modèle. Lorsque plusieurs types de modèles sont mis en œuvre, il est important de chercher à harmoniser, autant que possible, les méthodologies de détermination des groupes.
- Pour les espèces se reproduisant localement, la question de la distribution spatiale de la ponte reste ouverte pour certains des groupes d'espèces modélisés. Enfin, toutes les questions liées à la saisonnalité (ponte, migration, pêche,..), et qui doivent être paramétrées selon le pas de temps de 10 jours de la configuration Osmose, s'avèrent difficiles à définir en se basant sur seulement 3 points d'échantillonnage dans l'année, bien que l'on sache que ces trois points correspondent aux trois saisons hydrologiques marquées dans cette région.
- Dans la configuration Osmose, une autre grande limitation de l'approche par groupes d'espèces concerne l'estimation des paramètres biologiques et morphométriques ; en effet, si les espèces d'un même groupe partagent les mêmes catégories écologiques et trophiques, elles ont parfois également des tailles et des formes très différentes, ce qui de par la nature même du modèle structuré en taille les inscrirait dans une dynamique trophique différente de celle de l'espèce type choisie pour le groupe.

Résultats obtenus par la modélisation et résultats potentiels attendus

Modèle Ecopath

L'approche Ecopath du bolong de Bamboung a fait l'objet de d'un mémoire de master (Colléter 2010), d'un article scientifique (Colléter et al. 2012). D'autres valorisations scientifiques sont en cours de publication.

L'ensemble des démarches mises en œuvre montre bien un effet réserve sur le bolon de Bamboung. L'arrêt de la pêche a provoqué une augmentation de la biomasse des prédateurs et une diminution de celles des proies, conséquence en partie d'un effet Top-Down. Au final, la mise en place d'une AMP à cet endroit a rempli des objectifs de préservation de la biomasse et de la biodiversité. L'élaboration de modèles trophodynamiques semble donc un bon outil pour juger de l'efficacité locale des AMP, en terme de modification de la structure trophique de l'écosystème. Bien que s'intéressant au seul réseau trophique, ces modèles sont informatifs sur les peuplements et leurs évolutions. De plus, ils permettent une synthèse de toutes les connaissances disponibles sur la zone et les peuplements biologiques. On peut ainsi se rendre compte aussi des manques d'informations concernant certains compartiments, dans notre cas le benthos et les invertébrés pélagiques par exemple (Colléter 2010).

Le modèle permet en particulier, à partir de l'analyse d'un réseau trophique complexe (Fig. 9.1) de montrer comment une espèce (Fig. 9.2) ou une pêcherie (Fig. 9.3) impacte les différents groupes d'espèces.

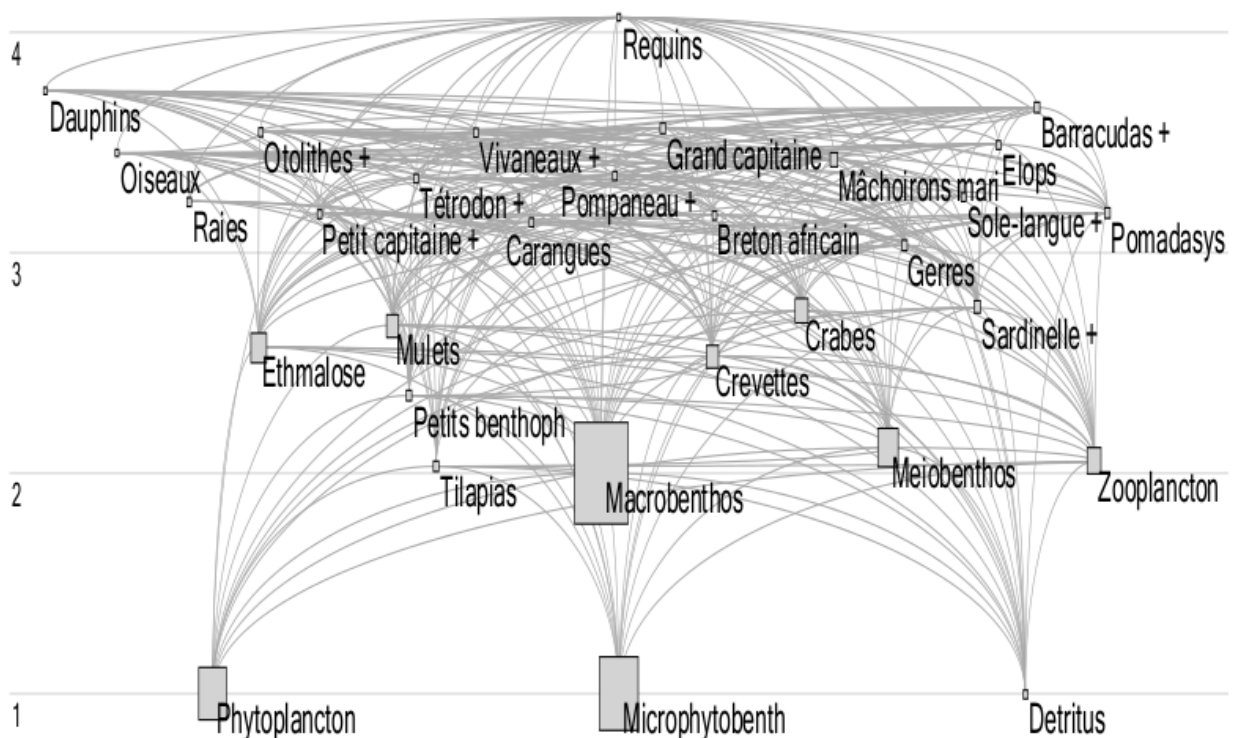


Figure 9.1 : Représentation de la structure du réseau trophique du Bamboung en 2003 modélisé par Ecopath (niveau trophique en ordonnée, taille des rectangles fonction de la biomasse) (Colléter 2010).

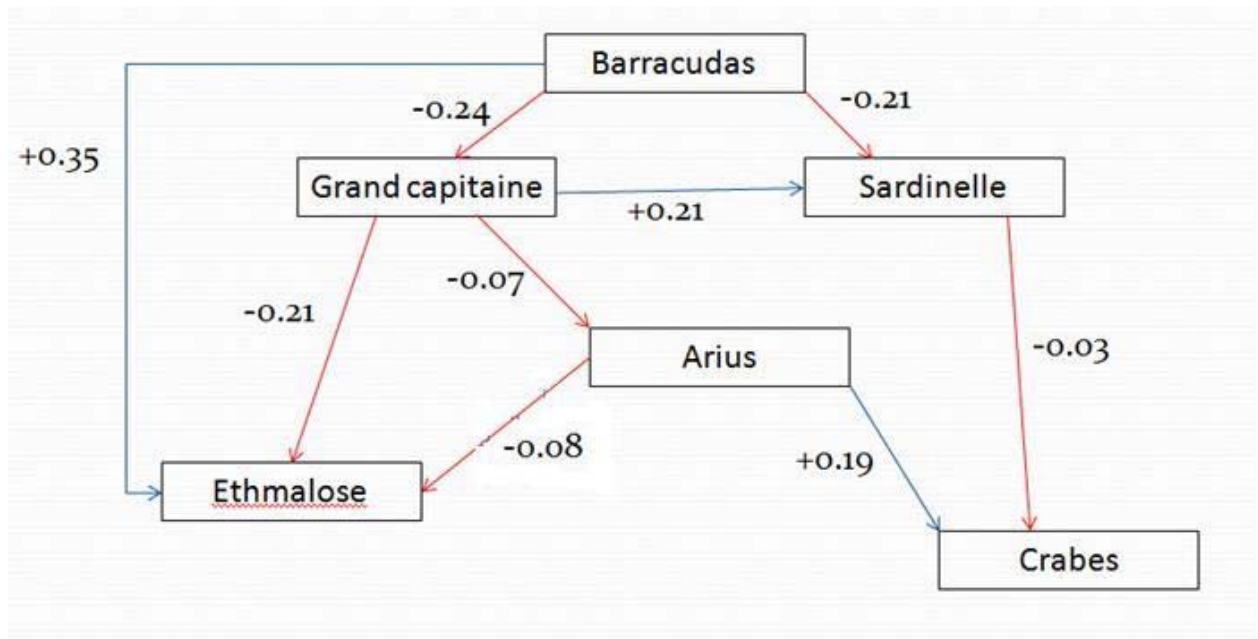


Figure 9.2 : Schéma représentant l'impact de l'augmentation relative de la biomasse de barracudas d'une unité sur une partie du réseau trophique, les valeurs sont égales à l'augmentation/la diminution de biomasse des groupes impactés (en bleu : augmentation, en rouge : diminution) (Colléter 2010).

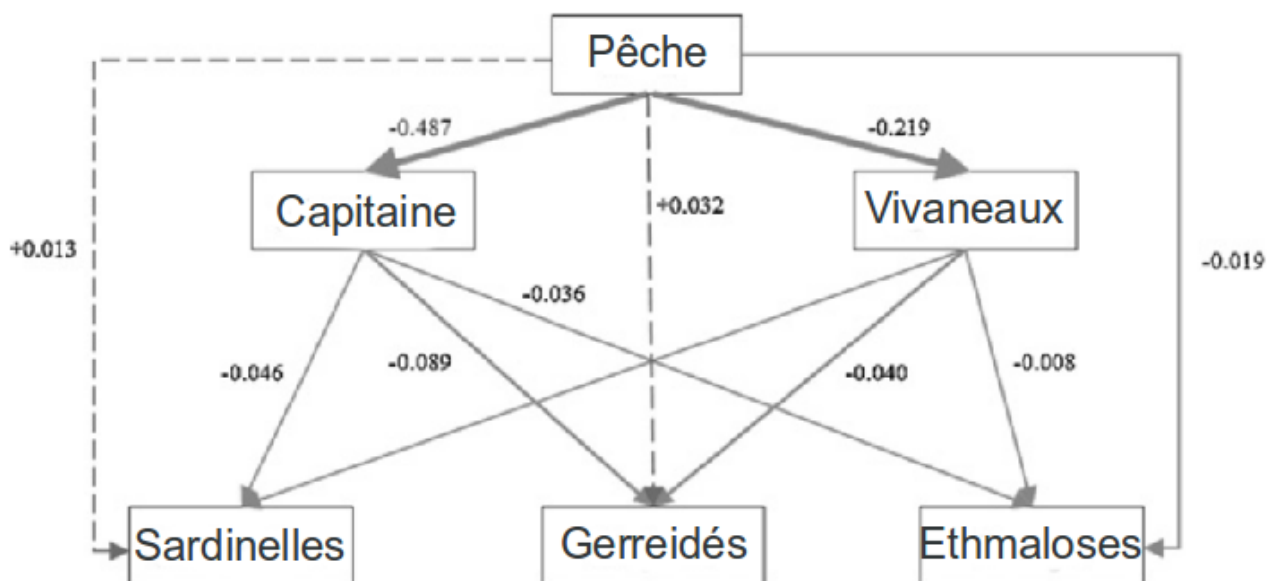


Figure 9.3 : Diagramme de l'impact trophique mixte (ITM) portant sur l'influence de la pêche sur deux grands prédateurs et trois de leurs proies. Les lignes en pointillés correspondent à des effets positifs et les lignes pleines à des effets négatifs. Les lignes plus épaisses correspondent à des effets importants (> 0,1) (les valeurs des ITM sont indiquées à côté des lignes) (Colléter et al. 2012).

Le modèle Ecopath permet également une estimation des exports potentiels (qui ne sont pas nécessairement des exports effectivement réalisés) à partir de l'AMP vers la zone extérieure (Fig. 9.4).

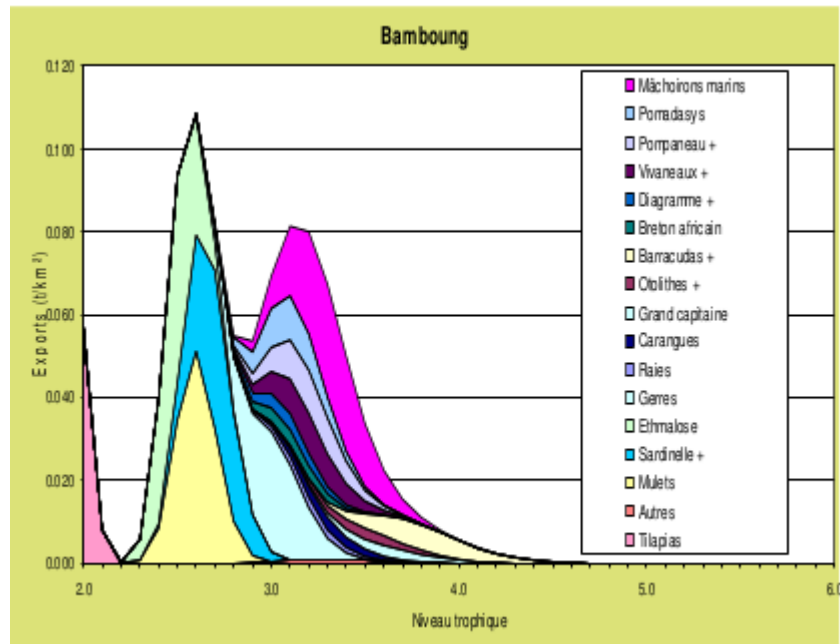


Figure 9.4 : Exports potentiels de l'AMP de Bamboung par niveau trophique, tel qu'estimés par le modèle Ecopath (Colléter et al. 2011).

Les exportations potentielles vers l'extérieur apparaissent faibles (1 t.km^{-2} par an), et du coup seraient significatives principalement au voisinage immédiat de l'AMP. Cependant même sur une AMP de petite taille comme le Bamboung, les exports potentiels seraient du même ordre de grandeur que la perte de capture, bien que ce point reste à préciser tout comme le niveau effectif des exports réalisés.

Modèle Osmose

Les résultats préliminaires obtenus (Brochier et al. 2011, 2013) montrent d'abord qu'il est possible de calibrer Osmose pour reproduire de façon très satisfaisante la distribution initiale des biomasses par groupe d'espèces, observée en 2003 lors de l'état de référence de l'AMP avant la fermeture de celle-ci (Fig. 9.5). La simulation du scénario de mise en défens de l'AMP induit une suppression de l'effort de pêche dans le bolon de Bamboung et sa redistribution dans les eaux environnantes.

Sur les 15 groupes d'espèces considérés, 9 présentent des évolutions des biomasses simulées comparables à celles observées après la mise en défens (Fig. 9.6). Pour les autres groupes, les tendances parfois inversées montrent soit qu'il existe des erreurs parmi les hypothèses de base du modèle sur les mécanismes régissant la dynamique de population de ces espèces, soit que par phénomène de cascade trophique, une mauvaise représentation de l'évolution de la biomasse des grands prédateurs a pu se répercuter sur les proies potentielles. En l'occurrence, dans ces simulations préliminaires, il apparaît que le compartiment des grands prédateurs connaît une légère diminution en biomasse après la mise en défens (Fig. 9.6) malgré une augmentation des proies potentielles, mais aussi des prédateurs.

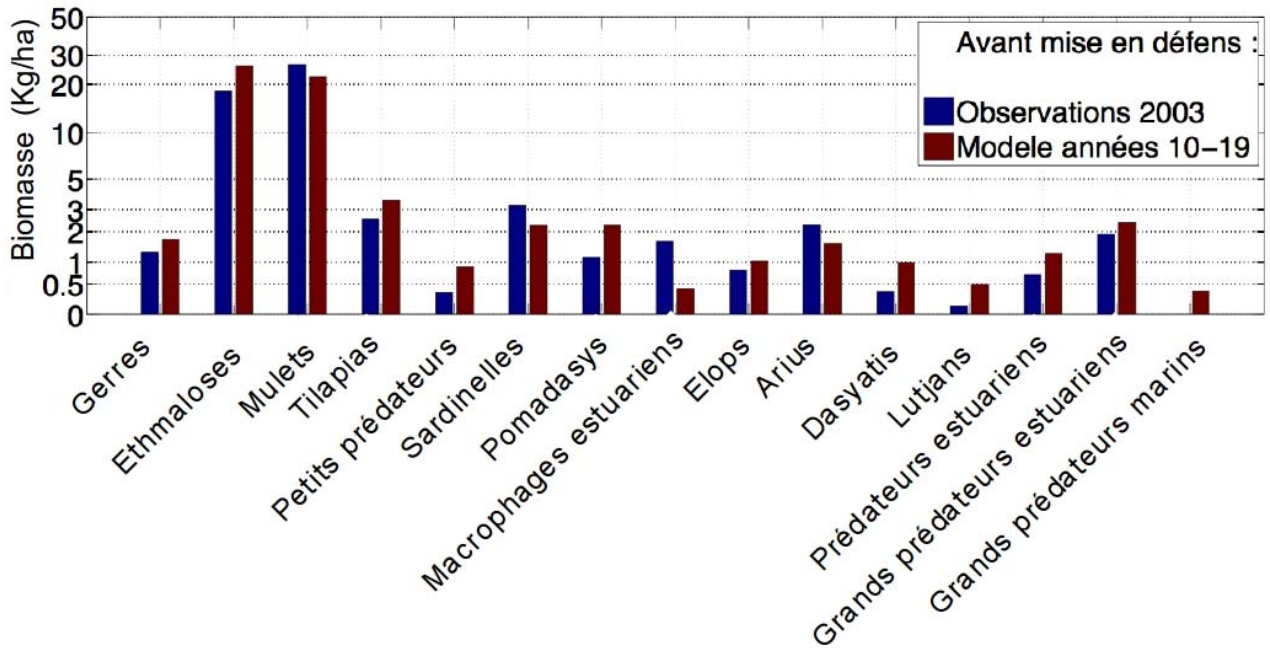


Figure 9.5 : Calibration des biomasses du modèle Osmose pour la situation pré-AMP

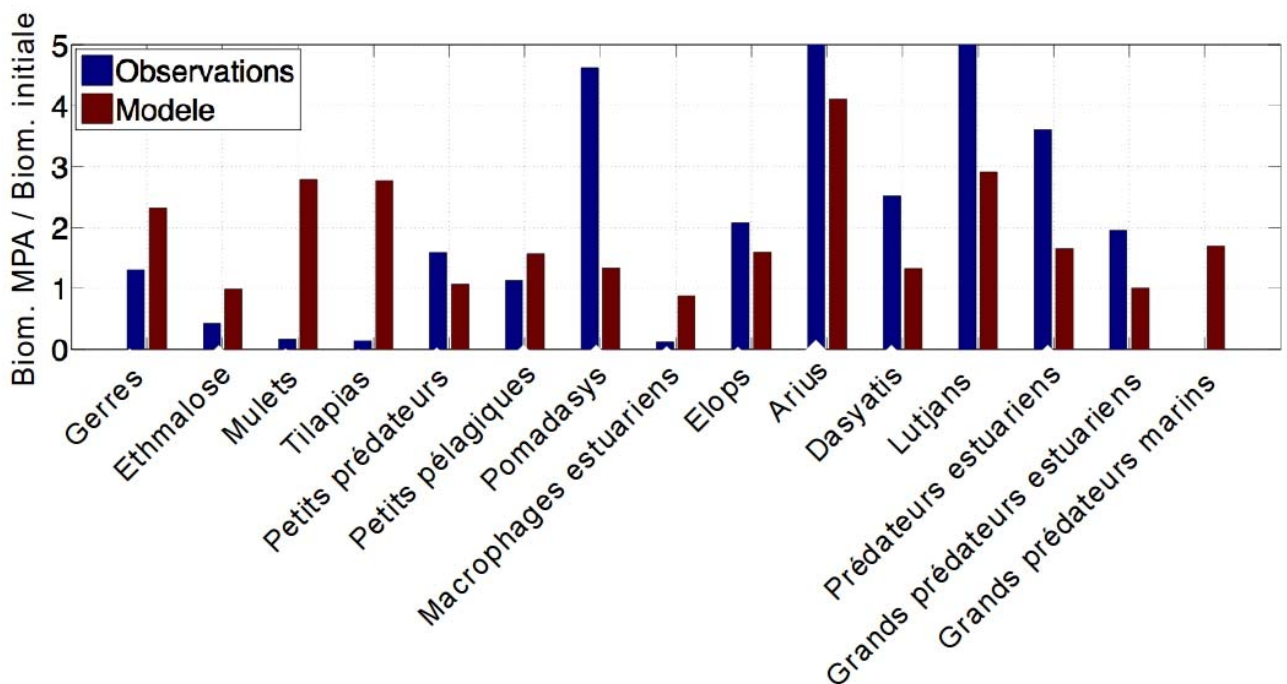


Figure 9.6 : Ratios des biomasses du modèle Osmose entre les situations pré- et post-AMP

Ces résultats sont en contradiction avec les observations empiriques qui montrent au contraire une augmentation des biomasses de grands prédateurs, ce qui remet en question les hypothèses de base régissant l'alimentation et la présence des grands prédateurs dans l'AMP. Ainsi, on pourrait par exemple tester à l'avenir une hypothèse d'attractivité de l'AMP pour les grands prédateurs pour des raisons autres que trophiques (absence de bruit, évitement des pêcheurs...).

Enfin, l'analyse de l'évolution des biomasses simulées hors de l'AMP (dans le Diomboss) ainsi que des biomasses d'individus migrants permettent d'estimer les retombées (« spillover ») de l'AMP, c'est à dire l'augmentation de biomasse qu'elle induit en dehors de ses limites. Le modèle permet non seulement de quantifier les retombées (« spillover ») par espèce et par catégorie écologique, mais aussi de les quantifier selon le mécanisme (Fig. 9.7) qui peut être soit la diffusion d'individus depuis les fortes densités de biomasses dans l'AMP vers les densités plus faibles de l'extérieur, soit la migration, saisonnière de reproduction où bien ontogénétique comme c'est le cas de certains poissons qui sortent définitivement de l'estuaire passé un certain stade de développement.

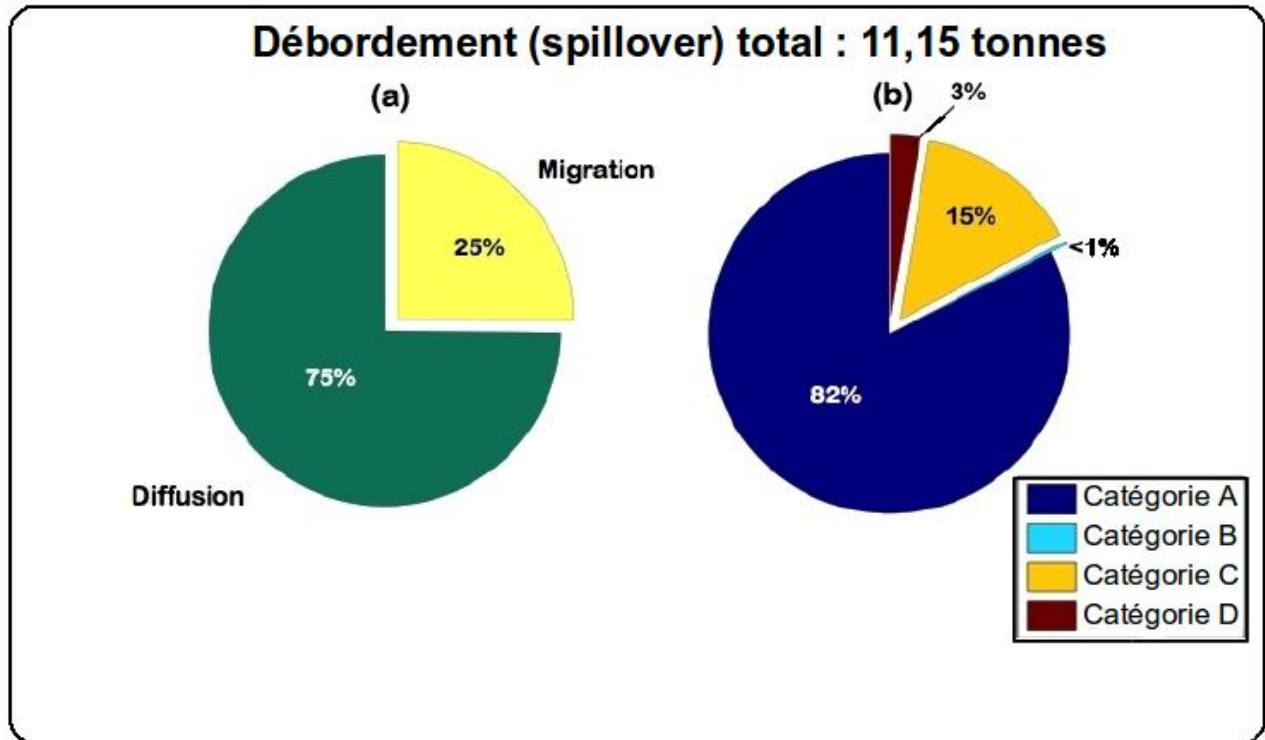


Figure 9.7 : Retombées de l'AMP ("spillover") estimées par mécanisme (graphe de gauche) ou par catégorie d'histoire de vie (graphe de droite). Catégorie A : espèces qui vivent et se reproduisent dans l'AMP; B : espèces qui ne sont présentes qu'au stade juvénile; C : espèces qui arrivent juvéniles et restent sauf pour reproduction; D : présence de courte durée à des fins trophiques.

Les résultats potentiels attendus, une fois les détails techniques restant à régler dans la configuration Osmose, sont multiples. Dans un premier temps, une calibration basée non plus seulement sur les biomasses totales mais aussi sur les spectres de taille de chaque groupe d'espèce, permettra une bien meilleure appréhension de la dynamique trophique de l'ensemble. Par ailleurs, l'implémentation d'une pêche sélective sur les grandes tailles dans Osmose, telle qu'observée dans les faits, permettra une bien meilleure simulation d'un des principaux effets observés de l'AMP qui a été la réapparition des individus de grande taille suite à la mise en défens.

A partir de là, différents scénarios de mise en défens peuvent être explorés pour analyser la réaction de la dynamique trophique à diverses mesures de gestion. Les travaux en cours comportent en particulier l'étude comparative de 3 scénarios de gestion qui sont (1) la fermeture totale de l'exploitation dans l'AMP, tant de la pêche que de la collecte de

coquillages, (2) la fermeture de la pêche tout en autorisant la collecte de coquillages et (3) l'interdiction de collecter les coquillages mais pas de limitation sur la pêche. L'analyse de ces résultats devrait permettre d'évaluer les effets relatifs de chacune des mesures testées.

Intérêt scientifique de la modélisation

Le processus de modélisation est par essence un processus interactif entre le(s) modélisateur(s) et les écologues de terrain. La construction d'un modèle comprend un très grand nombre d'allers-retours entre le terrain, le laboratoire et les salles informatiques. Les questions posées lors de la construction et la mise en place des modèles permettent de mettre en évidence des informations manquantes essentielles à la compréhension de la dynamique du système. Outre que ce processus conduit les écologues à s'interroger sur la validité et la cohérence de leurs savoirs et observations, il conduit également à une meilleure allocation des ressources vers l'acquisition des éléments de savoir les plus pertinents.

Dans le cas particulier de la modélisation d'une AMP, la calibration des modèles se fait en 2 temps : (1) simulation de l'état initial pré-AMP et (2) modélisation prospective des changements observés après mise en place de l'AMP. Cette deuxième phase permet de réduire considérablement les degrés de liberté du modèle, d'améliorer sa sensibilité générale et d'éliminer ainsi les solutions « dégénérées » (au sens mathématique du terme) du modèle. Ces dernières peuvent fonctionner pour un état statique, comme la situation initiale, mais ne permettent pas de reproduire la dynamique des changements intervenant après la mise en place de l'AMP. La confrontation des deux états pré et post AMP apporte donc des éléments nouveaux particulièrement pertinents pour la bonne compréhension du système étudié.

La réalisation de scénarios et leur analyse permet de générer, tester et éventuellement rejeter des hypothèses sur les facteurs qui contribuent à définir la distribution spatiale des poissons, comme leurs déplacements.

Ces scénarios permettent également d'inférer les impacts potentiels des acteurs humains par le biais de leurs actions directes (comme la pêche) ou indirectes (les changements climatiques ou de réglementation par exemple).

Intérêt de la modélisation pour l'étude des scénarios de gestion des AMP

Börjeson et al. (2005, 2006) distinguent trois grandes catégories d'études de scénarios fondés sur la modélisation. Leur classification est basée sur les principales questions qu'un utilisateur peut vouloir poser à propos de l'avenir : scénarios prédictifs, exploratoires et normatifs. Chaque catégorie est ensuite subdivisée en deux types de scénarios différents (Fig. 9.8).

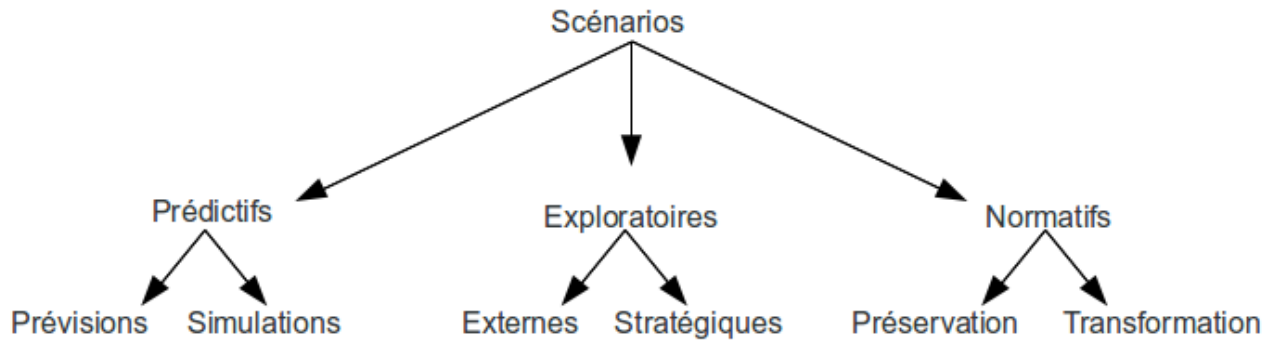


Figure 9.8 : Typologie des scénarios d'après Börjeson et al. (2006). Si l'utilisateur veut prédire l'avenir, les prévisions et les scénarios de simulation sont à privilégier. Si l'utilisateur veut penser en termes de plusieurs futurs possibles, peut-être afin d'être en mesure de s'adapter à différents types de résultats, les scénarios exploratoires peuvent être utiles. Si l'utilisateur veut rechercher des scénarios répondant à des objectifs précis, et choisir entre différentes actions qui peuvent concourir à les atteindre, les scénarios normatifs devraient être choisis.

- La première question, « *Qu'est-ce qui va se passer ?* », trouve des éléments de réponse par des scénarios prédictifs. La réponse à une question de ce type étant toujours conditionnelle, les auteurs distinguent deux types de scénarios prédictifs : les prévisions (qui cherchent à décrire ce qui est le plus probable à l'avenir) et les simulations (ou tests d'hypothèses) qui permettent de vérifier comment la modification de certains facteurs ou comportements modifieront l'avenir.
- La deuxième question, « *Qu'est-ce qui peut arriver ?* », est étudiée par les scénarios exploratoires. Les scénarios sont donc l'exploration de ce qui pourrait arriver dans l'avenir, indépendamment des croyances quant à ce qui est susceptible de se produire ou quant aux opinions sur ce qui serait souhaitable. Il n'y a pas de tests d'hypothèses. Cette catégorie est divisée en scénarios externes (dont les facteurs sont en dehors de la sphère d'influence de l'acteur) et stratégiques (qui répondent à la question « *Qu'est-ce qui peut arriver si nous agissons d'une certaine manière ?* »).
- La troisième question est « *Comment un objectif précis peut-il être atteint ?* », à cela il est répondu par les scénarios normatifs. De telles études sont explicitement normatives, car elles prennent une cible comme point de mire. Elles sont souvent orientées vers la façon dont cet objectif pourrait être atteint. Cette catégorie est subdivisée en scénarios de préservation (destinés à rechercher comment maintenir un état souhaité) et scénarios de transformation (destinés à étudier comment atteindre un état souhaité).

Ces trois approches pour les études de scénarios sont différentes. En insistant sur la perspective de l'utilisateur pour les études de scénarios, Börjeson et al. (2006) soutiennent que le choix de la catégorie de scénario n'est pas seulement une question liée à la nature du système étudié. La vision du monde de l'utilisateur, sa perception et le but assigné à l'étude peut être encore plus important pour le choix des scénarios à tester dans l'approche modélisatrice, quel que soit le modèle de base.

Les deux modèles développés sur le Bamboung, permettront aux utilisateurs de s'interroger sur ces différentes approches et de définir leurs propres scénarios en fonction des objectifs qu'ils se fixeront. Par ailleurs, bien que cela n'ait pas été fait jusqu'ici, les savoirs écologiques locaux pourront être recueillis et intégrés dans les études de scénarios qui seront mises en

place avec les acteurs. Sur la base d'interactions similaires à celles entre écologues et modélisateurs qui ont présidé à la conception des modèles, les savoirs traditionnels pourront aider à combler les lacunes des connaissances académiques (comme par exemple la connaissance des saisons et des lieux de pontes). Les modèles développés ici devaient également permettre facilement une incorporation d'éléments économiques destinés à évaluer les impacts économiques de l'AMP sur l'exploitation des ressources halieutiques (mais pas des autres composantes socio-économiques). Enfin, l'utilisation et l'échange autour des modèles et des scénarios permettra du même coup d'impliquer les populations locales dans l'étude de l'AMP (sensibilisation et responsabilisation).

Ce qu'il faut retenir :

Le principal intérêt de la modélisation est la modélisation (Grimm 1999). Ce qui ressemble à une tautologie recouvre dans les faits un grand nombre d'attendus extrêmement intéressants en termes d'aménagement et de gestion des écosystèmes et de leurs ressources, ainsi que détaillé ci-dessus dans le cadre des études de scénarios. La réalisation de modèles relatifs à la mise en place d'AMP apporte ainsi :

- **Un outil de test de la cohérence des données empiriques récoltées sur le terrain ;**
- **Un outil permettant d'identifier les lacunes des connaissances sur le système étudié, permettant de mieux cibler la récolte de données nécessaires à sa bonne compréhension ;**
- **Un outil permettant une bonne représentation du système étudié avant la mise en place de l'AMP, et son évolution récente ;**
- **Un outil permettant des tester des scénarios sur les évolutions futures du système et les différentes alternatives de gestion ;**
- **Un cadre d'échanges entre les modélisateurs, chercheurs et acteurs du développement (populations, officiels, ONG) ;**
- **Un outil pédagogique permettant de faciliter la compréhension des enjeux autour de la protection de l'environnement et sa relation avec l'exploitation des ressources halieutiques.**

La réalisation de modèles de type Ecopath et Osmose (ce dernier étant cependant plus coûteux à tous les égards), apportent un surcoût limité par rapport aux coûts des activités d'échantillonnage de terrain qui restent la base nécessaire de toute évaluation sérieuse des AMP. En tant que complément aux systèmes de suivi, leur réalisation et utilisation devrait être systématiquement envisagée.

L'acoustique comme outil d'échantillonnage des peuplements de poissons

BEHAGLE Nolwenn, GUILLARD Jean, SOW Ibrahima
et LEBOURGES-DHAUSSY Anne

Remarque préliminaire

Les opérations prévues dans le cadre de la convention pour le suivi de l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung étaient des opérations de pêches expérimentales. La décision de réaliser des prospections acoustiques a été prise ensuite, afin d'exploiter l'opportunité de ces campagnes de pêches pour mettre en œuvre cette méthode non intrusive et non destructive.

Par conséquent, des prospections acoustiques ont été faites parallèlement aux campagnes de pêche dès que l'organisation des opérations de terrain le permettait, les opérations de pêches restant, dans tous les cas, prioritaires. Nous verrons plus loin l'impact que cela a pu avoir, parfois, sur les données recueillies.

Protocole d'acquisition et campagnes réalisées

Le matériel utilisé tout au long de ce suivi est un sondeur SIMRAD EY500, muni d'un transducteur split-beam 120 kHz, fixé au bout d'une perche sur le côté du Diassanga à 50 cm sous la surface de l'eau. La base circulaire a une ouverture de $7,1^\circ$ à -3dB et la durée de l'impulsion utilisée est de 0.3 msec.

Initialement les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel EP500, dédié à l'analyse des données de l'EY500. L'ensemble des analyses a ensuite été repris sous le logiciel Sonar5-Pro (Balk et Lindem 2006) de façon à avoir des résultats homogènes. Ce logiciel est plus récent, plus performant et est compatible avec les ordinateurs actuels, ce qui n'est pas tout à fait le cas de l'EP500.

Les prospections acoustiques ont été faites à partir de 2003, année de la mise en défens, dans le bolon de Bamboung et à partir de 2008, dans deux bolons supplémentaires : le Diomboss et le Sangako. L'objectif de l'étude additionnelle de ces deux bolons, proches mais non protégés, est de compléter l'étude initiale en évaluant l'effet de l'AMP en dehors de la zone protégée.

Lors des prospections acoustiques, dans chaque bolon, le trajet suit le lit de la rivière, la largeur des bolons n'étant pas suffisante pour faire des trajets en zig-zag ou en créneaux. De plus, prospecter en suivant le lit de la rivière permet d'échosonder verticalement dans des profondeurs moyennes satisfaisantes. Le vent, souvent fort, empêche en outre l'utilisation de l'échosondage en mode horizontal. Par ailleurs, les prospections acoustiques ne peuvent se faire que de jour pour des raisons de sécurité. Des stations fixes de nuit ont néanmoins été réalisées, toujours en émissions verticales. Les trajets de prospection vont de l'amont vers l'aval, et, dans la mesure du possible, les opérations de pêche se font après les prospections acoustiques afin que celles-ci soient réalisées dans un milieu le moins perturbé possible.

Afin d'échantillonner les différentes saisons, trois campagnes par an ont eu lieu. Deux pendant la saison sèche, qui comporte deux phases : fraîche de novembre à mars, et chaude d'avril à juin, et une pendant la courte saison chaude et humide de juillet à octobre.

Tableau 10.1 : Liste complète des campagnes. "Pas de données acoustiques" = pas de parcours amont-aval, pas de campagnes, ou encore données non exploitables (saturé en bruit notamment).

Campagne	Bamboung 2	Bamboung 3	Bamboung 4	Bamboung 5	Bamboung 6	Bamboung 7
Date	21/05/2003	17/10/2003	10/03/2004	Pas de données acoustiques	Pas de données acoustiques	Pas de données acoustiques
Saison	sèche chaude	humide	sèche fraîche			
Bolon(s) prospecté(s)	Bamboung	Bamboung	Bamboung			
Campagne	Bamboung 8	Bamboung 9	Bamboung 10	Bamboung 11	Bamboung 12	Bamboung 13
Date	Pas de données acoustiques	26/10/2005	23/03/2006	Pas de données acoustiques	12/10/2006	Pas de données acoustiques
Saison		humide	sèche fraîche		humide	
Bolon(s) prospecté(s)		Bamboung	Bamboung		Bamboung	
Campagne	Bamboung 14	Bamboung 15	Bamboung 16	Bamboung 17	Bamboung 18	Bamboung 19
Date	09/05/2007	Pas de données acoustiques	02/04/2008	11/06/2008	13/10/2008	07/04/2009
Saison	sèche chaude		sèche fraîche	sèche chaude	humide	sèche fraîche
Bolon(s) prospecté(s)	Bamboung		Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako Diomboss
Campagne	Bamboung 20	Bamboung 21	Bamboung 22	Bamboung 23	Bamboung 24	
Date	09/06/2009	07/10/2009	16/03/2010	20/06/2010	13/10/2010	
Saison	sèche chaude	humide	sèche fraîche	sèche chaude	humide	
Bolon(s) prospecté(s)	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako	Bamboung Diomboss	Bamboung Sangako	

Sélection des données pour l'analyse historique

Afin de pouvoir analyser des séries historiques les plus complètes possibles et de pouvoir réaliser des tests statistiquement significatifs, certaines données ont été mises de côté pour ce travail. En effet, pendant l'observation et l'analyse, les détections, donc les populations de poissons, semblaient très sensibles à un certain nombre de facteurs, dont les perturbations d'origines anthropiques du milieu (passage de pirogues, visites, pêches). De ce fait, l'ordre dans lequel étaient réalisés les deux types opérations (prospection acoustique avant ou après la pêche) était déterminant. Lorsque la prospection acoustique a lieu après la pêche, le milieu est clairement perturbé et le comportement des poissons fortement modifié. Les données issues des deux situations, prospections avant ou après la pêche, ne peuvent donc pas être analysées ensemble. Par ailleurs, les conditions météorologiques ont également certaines fois diminué la qualité des données (bruit de surface ou turbidité trop forte par exemple).

Enfin, pour certaines campagnes, un problème de saturation du signal (3 campagnes sur l'ensemble) est apparu, sans que ce dysfonctionnement puisse être expliqué.

Compte-tenu de ces contraintes et restrictions, et afin de pouvoir travailler sur des séries les plus longues possibles, il a fallu garder uniquement les données homogènes en termes de saisons échantillonnées, de type de prospection (avant ou après la pêche) et de qualité des données. Ainsi, seule une partie des campagnes a été sélectionnée pour l'analyse temporelle et

en particulier deux saisons sur les trois initialement échantillonnées : les saisons « humide » et « sèche fraîche ».

Tableau 10.2 : Récapitulatif des campagnes gardées pour les analyses statistiques.

Campagne	Bamboung 3	Bamboung 4	Bamboung 9	Bamboung 10	Bamboung 12
Date	17/10/2003	10/03/2004	26/10/2005	23/03/2006	12/10/2006
Saison	humide	sèche fraîche	humide	sèche fraîche	humide
Bolon(s) prospecté(s)	Bamboung	Bamboung	Bamboung	Bamboung	Bamboung

Campagne	Bamboung 16	Bamboung 18	Bamboung 19	Bamboung 21	Bamboung 22	Bamboung 24
Date	02/04/2008	13/10/2008	07/04/2009	07/10/2009	16/03/2010	13/10/2010
Saison	sèche fraîche	humide	sèche fraîche	humide	sèche fraîche	humide
Bolon(s) prospecté(s)	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako Diomboss	Bamboung Sangako	Bamboung Sangako

Traitement des données acoustiques

Prospections mobiles

Deux indicateurs ont été extraits des données acoustiques: la densité acoustique par unité de volume (volume backscattering strength, S_v en dB) (MacLennan et al. 2002) considéré comme un proxy de la densité de poissons (Boswell et al. 2010 ; Emmrich et al. 2012) et la « taille acoustique » (Target Strength, TS en dB) (MacLennan et al. 2002) considéré comme un proxy de la distribution en taille des poissons (Simmonds and MacLennan 2005).

Pour les deux indicateurs, le seuil d'analyse a été fixé à -65 dB afin d'obtenir un rapport signal/bruit satisfaisant tout en ciblant des organismes de type « poisson », adultes et juvéniles (Love 1977). Les paramètres d'extraction des cibles individuelles pour les analyses de TS ont été fixés aux valeurs suivantes : longueurs minimum et maximum de l'écho entre 0,6 et 1,8 fois la longueur du signal d'émission, le « maximum gain compensation » fixé à 6 dB et la « maximum phase deviation » fixée à 3 niveaux de phase.

La colonne d'eau a été traitée à partir de 0,5 m sous la surface jusque 0,3 m au-dessus du fond. Les trajets ont été divisés en distances unitaires d'échantillonnage (1358 ESDU – ou Elementary Sampling Distance Unit- pour l'ensemble des campagnes) de 0,1 mn. Pour limiter la variabilité intra- bolon, les données de densité et de taille ont été moyennées sur la distance afin d'obtenir une seule valeur par bolon.

Les analyses préliminaires (vérifications visuelles, suppression des échos fantômes et correction du fond) ont montré deux types de structuration des communautés piscicoles (Guillard 1998) : l'une de type agrégatif, l'autre de type poissons dispersés (Fig. 10.1). Au cours des prospections acoustiques, la présence d'agrégats, qui peuvent être très denses et limités dans l'espace, engendre une importante variabilité spatiale, surtout de jour (Fréon et al. 1993b). De plus, les valeurs de densité de ces agrégats de poissons étant bien plus élevées que celle des poissons dispersés (Fréon et al. 1993a), elles risquent de masquer l'évolution temporelle des densités de poissons dispersés. Deux types d'analyses ont donc été faites : l'une ne prenant en compte que les poissons dispersés, l'autre incluant toutes les détections de poissons, dispersés et en bancs, afin d'obtenir deux représentations complémentaires du peuplement piscicole.

Les analyses ont d'abord été focalisées sur l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2010, et dans un second temps sur les autres bolons de 2008 à 2010.

L'évolution de la densité acoustique dans le bolon de Bamboung a été étudiée dans le temps et les comparaisons entre les populations de poissons sont réalisées par des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis, opérés sur les valeurs linéaires.

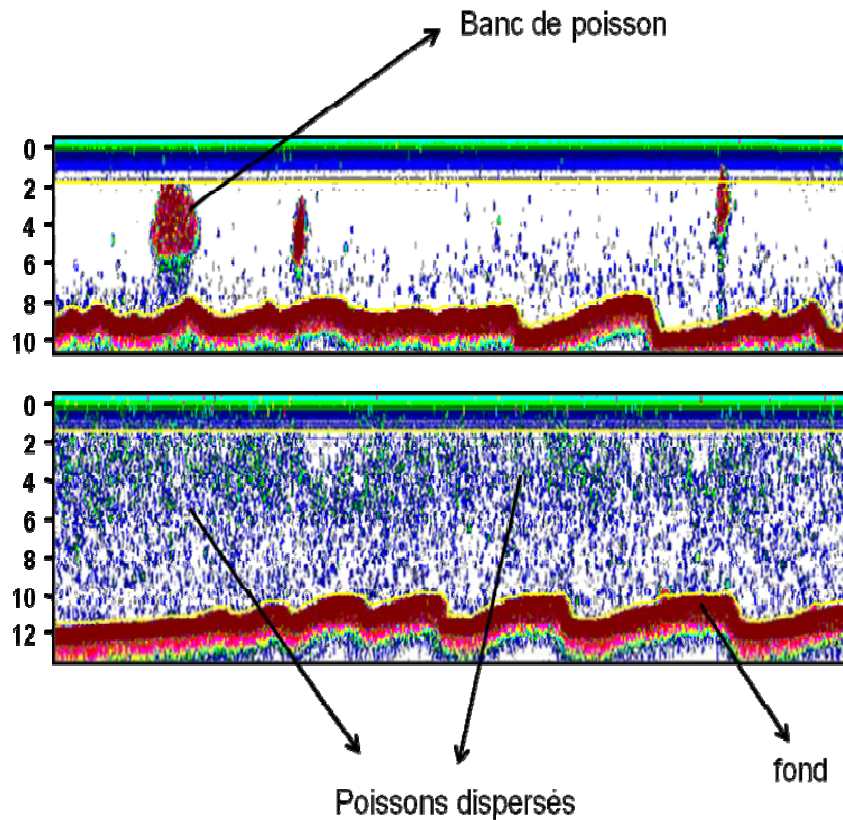


Figure 10.1 : Exemples de deux échogrammes, en haut : montrant la structuration en bancs ; en bas : montrant une population de poissons dispersés.

Stations fixes de nuit

Un certain nombre d'acquisitions ont également été réalisées de nuit, en stations fixes, entre 19h et 8h du matin le lendemain en général, sauf contraintes du bord particulières. Le point géographique choisi dans l'AMP de Bamboung présente une profondeur minimale de 8m, correspondant aux meilleures conditions possibles, dans ce type de milieu, pour une détection verticale. Dans ce cas, des ESTU (Elementary Sampling Time Unit) de 10 minutes ont été créées pour analyser les données. Ainsi pour une nuit, une soixantaine de valeurs sont produites. Des valeurs moyennes sont calculées à partir de ces valeurs par ESTU afin de s'affranchir de la variabilité de court terme, fonction de la marée en particulier. D'autant que, malheureusement, aucune mesure de courant n'est disponible pour être mise en relation avec les données acoustiques en point fixe.

Il est difficile d'interpréter les résultats en termes de S_v pour des mesures effectuées en un seul point du bolon ; par contre en ce qui concerne les TS, ces mesures permettent d'obtenir beaucoup plus de détections sur les poissons traversant le faisceau qu'en prospection mobile, ce qui fournit des valeurs moyennes plus représentatives du peuplement dans la zone d'évolution des poissons qui passent au niveau de la station fixe.

Si l'on s'en tient aux deux saisons conservées pour les prospections mobiles, les données disponibles pour les stations fixes de nuit, sont les suivantes :

- en saison sèche : 2005, 2006, 2010
- en saison humide : 2003, 2004, 2005, 2008

Résultats

Densités acoustiques

Evolution de la population ichthyologique dans l'AMP de 2003 à 2010

De 2003 à 2010, dans le Bamboung, l'évolution du Sv moyen, incluant les bancs, montre pour les deux saisons analysées, une légère augmentation de la densité acoustique moyenne (Fig. 10.2). La tendance est semblable pour les deux saisons, mais elle n'est pas significative statistiquement. En ce qui concerne les données sans les bancs, aucune tendance ne peut être mise en évidence pour la saison sèche et la légère augmentation observée pour la saison humide n'est pas significative statistiquement saison (Fig.10.2). En termes statistiques, il n'est pas possible de conclure sur une différence de densité entre les saisons, que les bancs soient inclus ou non dans le calcul (Tab. 10.3). En saison sèche, les densités acoustiques avec les bancs sont significativement plus fortes que les densités calculées sans les bancs. Les densités acoustiques obtenues en saison humide ne permettent pas de mettre en évidence une telle différence. (Tab. 10.3).

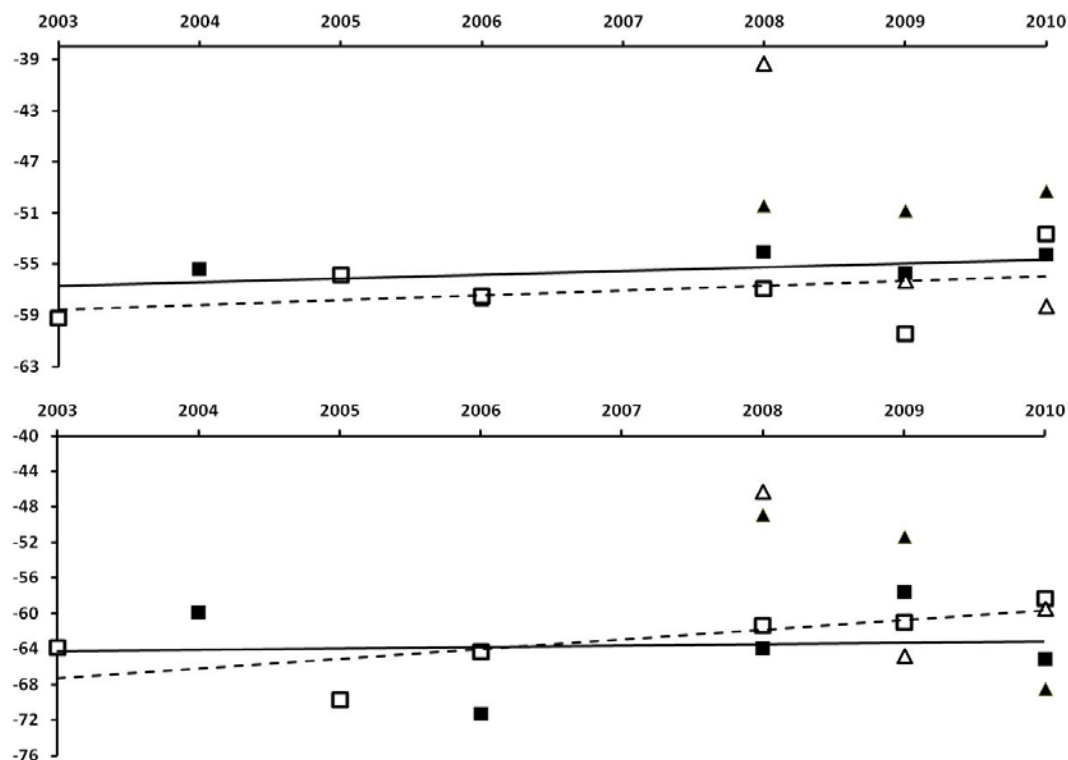


Figure 10.2 : Évolution du Sv moyen (dB) au cours des années dans l'AMP Bamboung (carrés) et dans le bolon du Sangako (triangles). Saison sèche : symboles noirs et traits pleins, saison humide : symboles blancs et pointillés. Avec bancs : en haut, sans les bancs : en bas.

Evolution de la population ichtyologique dans le bolon de Sangako de 2008 à 2010

Pendant la saison sèche, les densités acoustiques avec bancs restent stables sur les trois années disponibles. En revanche, pendant la saison humide, une très forte valeur de densité acoustique apparaît en 2008, très différente des valeurs observées pour les deux autres années. Pour les données sans bancs, on n'observe pas de stabilité entre ces trois années que ce soit en saison sèche ou humide et l'on ne met pas en évidence de tendance (Fig. 10.2). Les différences de densités acoustiques ne sont pas significatives statistiquement entre les saisons, ou même entre les densités avec ou sans bancs (Tab. 10.3).

Comparaison entre intérieur et extérieur de l'AMP

Pour une saison donnée, le nombre moyen de bancs est supérieur dans le bolon de Bamboung que dans celui de Sangako. Le nombre moyen de bancs de 2008 à 2010 est de 1,16 bancs/0,1 mn dans le Bamboung et de 0,55 banc/0,1 mn dans le Sangako. En saison sèche, les bancs détectés dans le bolon de Sangako provoquent de très fortes valeurs de S_v et mènent à des valeurs de densités acoustiques moyennes supérieures dans le bolon du Sangako que dans l'AMP de Bamboung. (Fig. 10.2). Cette différence entre les deux bolons est statistiquement significative (Tab. 10.3). Pour la saison humide, la variabilité des valeurs de densités acoustiques entre le Sangako et le Bamboung est très élevée, avec une densité moyenne très élevée en 2008 dans le Sangako, mais des valeurs beaucoup plus faibles, similaires à celles de Bamboung, pour les deux autres années. Cette fois aucune différence statistique ne peut être mise en évidence (Tab. 10.3). Si l'analyse est réalisée sur les poissons dispersés uniquement, durant la saison sèche pour les deux années 2008 et 2009, la densité acoustique est beaucoup plus élevée dans le Sangako que dans le Bamboung, mais ce n'est pas le cas pour 2010. Pendant la saison humide, les densités acoustiques des poissons dispersés montrent la même tendance que celle observée dans l'analyse avec bancs (Fig. 10.2). Quelle que soit la saison, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence (Tab. 10.3).

Target strength

Prospections mobiles

Evolution de la population ichtyologique dans l'AMP Bamboung de 2003 à 2010

Pendant la saison humide, le TS moyen de la population n'a montré aucune évolution au fil du temps. Au contraire, pendant la saison sèche la TS moyenne augmente au fil des années, mais pas de façon statistiquement significative (Fig. 10.3). Enfin, la comparaison des TS moyens des saisons sèche et humide montre des valeurs plus élevées en saison sèche, avec une différence hautement significative (Tab. 10.3).

Evolution de la population ichtyologique dans le bolon de Sangako de 2008 à 2010

Une différence significative du TS entre les deux saisons a été observée, comme dans le Bamboung, avec des poissons plus petits pendant la saison humide que pendant la saison sèche. Par ailleurs, pour ces trois années, le TS moyen à la saison sèche est décroissant ($R^2 = 0,96$) (Fig. 10.3).

Comparaison entre intérieur et extérieur de l'AMP

Pendant la saison sèche, les valeurs de TS dans le bolon de Sangako et dans le bolon de Bamboung sont très proches en 2008 et en 2009 (moins de 1 dB de différence), tandis qu'en 2010, le TS moyen dans le Sangako est beaucoup plus faible (Fig. 10.3). Pendant la saison humide, les valeurs moyennes de TS sont proches entre les deux bolons en 2008 et 2010 (moins de 1 dB de différence), mais le TS moyen dans le Sangako est beaucoup plus faible en 2009 (Fig. 10.3). Ces résultats ne montrent pas de tendance claire, ni significative, dans les tests statistiques (Tab. 10.3).

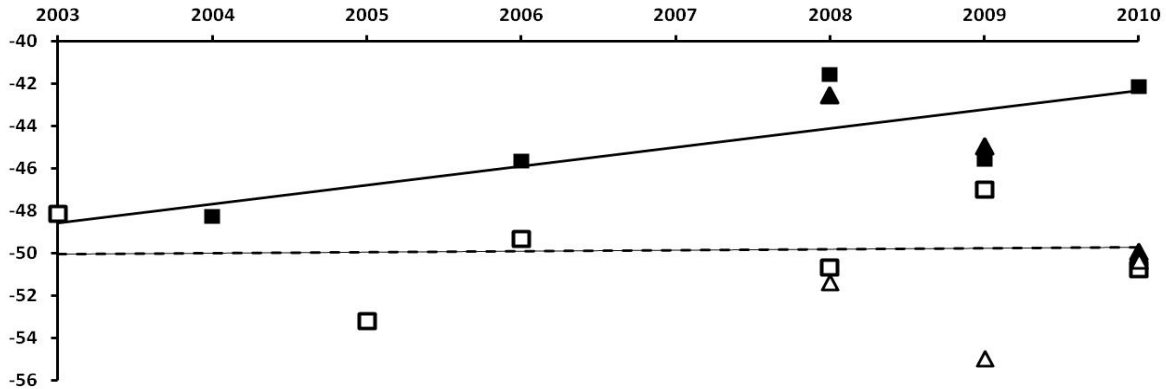


Figure 10.3 : Évolution du TS moyen (dB) au cours des années dans l'AMP Bamboung (carrés) et dans le bolon du Sangako (triangles). Saison sèche : symboles noirs, saison humide : symboles blancs.

Comparaison des TS obtenus en stations fixes et en prospections

Dans cette comparaison, les données des prospections utilisées sont un extrait des prospections complètes : en effet ce qui est comparé aux résultats des stations fixes, ce sont les TS moyens obtenus sur une distance de 1,8 mn de part et d'autre du point de la station fixe. Bien que l'on ne dispose pas ici de séries temporelles complètes, on peut noter une bonne cohérence entre les tendances observées à travers les stations fixes et les prospections mobiles, avec des valeurs parfois très proches.

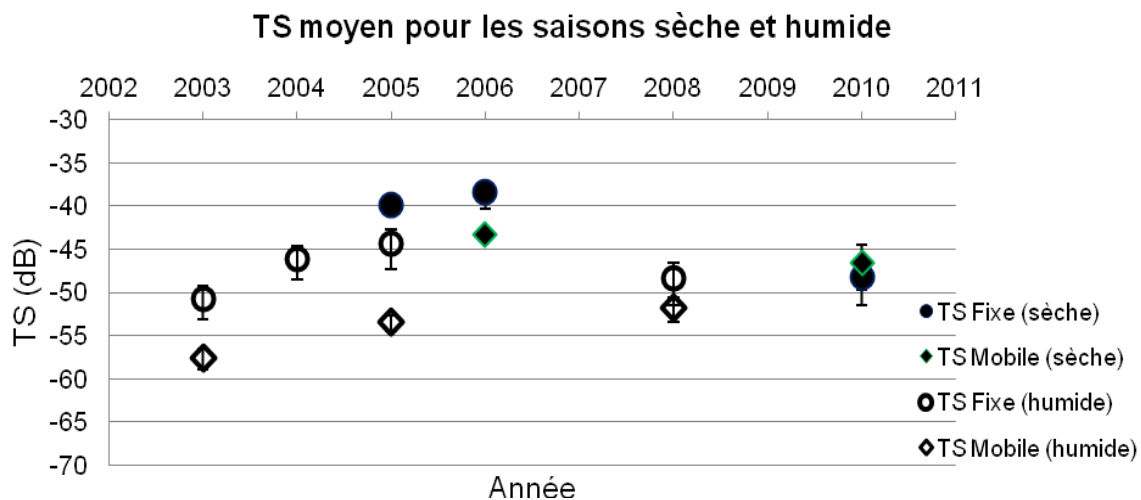


Figure 10.4 : Comparaison des TS moyens obtenus en stations fixes et lors des prospections mobiles autour du point de la station fixe.

Tableau 10.3 : Résultats des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis. Comparaisons des densités et des tailles acoustiques moyennes entre les bolons, entre les saisons et selon que l'on prend ou non en compte les bancs dans les calculs de densité. Les tests significatifs ($p < 0,05$) sont en gras.

Bolons			Sv	TS	
Bamboung	avec bancs	humide/sèche	0.5127	NA	
	sans bancs	humide/sèche	0.5127	0,0209	
	avec/sans bancs	humide	0,1266	NA	
	avec/sans bancs	sèche	0,0495	NA	
	Sangako	avec bancs	humide/sèche	0,5127	NA
		sans bancs	humide/sèche	0,8273	0,0495
avec/sans bancs		humide	0,2752	NA	
avec/sans bancs		sèche	0,5127	NA	
Bamboung/Sangako		avec bancs	humide	0,5127	NA
		sans bancs		0,8273	0,2752
	avec bancs	sèche	0,0495	NA	
	sans bancs		0,5127	0,2752	

Discussion

Méthodologie

Pour des raisons pratiques et de sécurité, les données acoustiques n'ont été recueillies que de jour. Plusieurs études ont montré qu'il existe une forte hétérogénéité des répartitions de poissons de jour et une répartition plus homogène de nuit. Mais malgré l'existence de différences entre les données de jour et celles de nuit (MacLellan et Hume 2010 ; Mous et al. 2004 ; Vondracek et Degan 1995), il existe une corrélation positive entre des données issues

des deux périodes (Guillard et al. 2004). L'analyse seule des données diurnes est donc valide et représentative de l'écosystème.

L'approche en émission horizontale est souvent utilisée dans ce type d'environnement de faible profondeur, de façon à augmenter le volume échantillonné (Kubecka et Duncan 1998 ; Boswell et al. 2007). Cependant, pour obtenir des données de bonne qualité, il faut des conditions météorologiques extrêmement calmes, sans quoi la variabilité des résultats n'est pas liée au peuplement étudié, mais aux mouvements du bateau. Lors de cette étude, des conditions météorologiques défavorables (vent fort) ont souvent été rencontrées. De plus, les données issues d'émissions horizontales sont difficiles à analyser (Mouse et Kemper 1996; Knudsen et Sægrov 2002). En effet, les échos des poissons sont très variables en raison de l'angle d'incidence aléatoire du faisceau acoustique sur des poissons en train de nager. Les données acquises en émissions verticales sont de meilleure qualité (vue dorsale avec une incidence de l'onde proche de la normale et beaucoup moins variable) et de plus les relations établies dans la littérature entre TS et longueur de poissons (Love 1977 en particulier) ne sont pour la plupart valides qu'en vue dorsale. Enfin, la profondeur moyenne des bolons est suffisante pour un protocole en prospection verticale.

Cependant, en ce qui concerne l'analyse des TS, le nombre de cibles individuelles détectées par ESDU dans cet environnement peu profond, est généralement trop faible pour obtenir une valeur moyenne représentative par unité de distance : il a donc été nécessaire de travailler sur des valeurs moyennées sur la longueur totale de chaque bolon (après avoir testé plusieurs résolutions spatiales).

Les campagnes et les analyses réalisées ne visaient pas l'estimation de valeurs absolues de stocks, mais se situaient dans le cadre d'une approche comparative, d'une part de l'évolution au cours du temps de l'AMP, d'autre part de la comparaison entre bolons. Malgré un protocole expérimental précis et régulier, les contraintes et les conditions de terrain ou météorologiques ont parfois conduit à modifier le protocole, en ne réalisant pas dans le même ordre strict les deux types de campagnes. De plus des événements ponctuels, comme des passages intensifs de pirogues, ont pu perturber l'acquisition des données. C'est au moment de l'analyse de l'ensemble des données de la série que ces modifications de protocoles et ces événements extérieurs ont dévoilé leur impact sur le comportement des communautés de poissons et donc sur les mesures. Certaines campagnes n'étaient de ce fait plus utilisables dans l'analyse des séries, qui nécessite une rigueur statistique pour que les comparaisons soient valables. La série de données sur laquelle les tests statistiques pouvaient être faits, qui permettent de déterminer si oui ou non des tendances temporelles existent, est donc réduite par rapport au jeu de données initial.

Résultats

En ce qui concerne le proxy de la densité de poissons, le S_v , il augmente légèrement de 2003 à 2010 dans l'AMP de Bamboung, même si les tendances ne sont pas statistiquement significatives. Pour les données de TS enregistrées au cours de la saison sèche, elles augmentent au fil des années, avec une faible significativité statistique ($p < 0,2$) du fait du faible nombre d'échantillons. Pendant la saison humide, le recrutement conduit à des valeurs plus faibles de TS, dues à la présence de petits poissons; ces TS sont statistiquement différents de ceux de la saison sèche, mais en saison humide aucune tendance n'apparaît au fil des années. De par la présence importante de petits poissons après le recrutement, les évolutions qui peuvent exister sur le long terme sont probablement masquées, ce qui n'est pas le cas

pendant la saison sèche. Les densités obtenues pendant la saison sèche sont plus élevées dans le Sangako que dans le Bamboung ; pendant la saison humide, c'est vrai pour 2 des 3 années. Le bolon de Sangako a une orientation dans l'axe du canal principal (le Diomboss) qui est relié directement à la mer. Au contraire, le bolon de Bamboung est orienté perpendiculairement à cet axe principal. L'hypothèse d'une influence de la partie marine de l'estuaire sur le reste des canaux associés peut expliquer les différences observées en termes de densité acoustique au cours du temps et des saisons entre ces deux bolons. Par ailleurs, l'AMP étant protégée, on peut aussi faire l'hypothèse que les phénomènes d'évitement (Draštík and Kubečka 2005 ; Gerlotto et al. 2004 ; Brehmer et al. 2000) y sont plus importants que dans les autres bolons où les pêcheurs circulent quotidiennement. Les tendances des tailles moyennes entre les deux bolons ne sont pas assez claires et le nombre d'années est trop faible pour pouvoir conclure. A ce stade aucune différence significative n'a été observée entre les tailles acoustiques moyennes dans les bolons de Bamboung et de Sangako, alors que des activités de pêche ont été enregistrées dans le Sangako.

Conclusion

Le suivi par hydroacoustique des populations de poissons dans des eaux peu profondes reste une approche difficile et peu développée (Thorne 1998; Boswell et al. 2007), en raison de nombreux problèmes tels que l'évitement, les petits volumes échantillonnés, un trajet rectiligne uniquement dans le lit du cours d'eau, ...

De nombreuses contraintes opérationnelles n'ont pas permis d'obtenir une régularité d'acquisition et une homogénéité complète des données. Cependant, certains résultats permettent de valider les données acoustiques acquises : des valeurs de TS moyennes plus faibles après le recrutement pendant la saison humide que pendant la saison sèche, n'apportent pas de connaissances nouvelles, mais sont cohérentes avec les connaissances biologiques et halieutiques de l'écosystème. De plus le fait de ne percevoir des tendances qu'en saison sèche est cohérent avec le fait qu'en saison humide les tendances sont probablement masquées par la forte abondance de juvéniles.

L'absence de résultats clairs sur l'évolution de l'AMP, et sur les comparaisons avec les bolons extérieurs est probablement liée aux caractéristiques du milieu. En effet, ces bolons sont tous interconnectés et donc très dépendants ; de plus, la zone protégée est de petite taille par rapport à l'estuaire dans sa totalité. La grande sensibilité des mesures à des changements de protocole apparemment faibles (avant ou après la pêche), et aux perturbations d'origine anthropiques (passages d'embarcations), montre aussi que cet écosystème présente une extrême variabilité qui empêche de mettre en évidence avec le jeu de données disponibles des tendances d'évolution. Cette très forte variabilité impose, dans le cadre d'un suivi, une rigueur dans l'application du protocole qui n'est pas forcément compatible dans le cadre de campagnes à deux objectifs.

L'approche acoustique est complémentaire des techniques d'échantillonnage traditionnelles dans les environnements estuariens (Bethke et al. 1999 ; Frear 2002 ; Guillard et al. 2012). Elle permet d'étudier un milieu de manière non intrusive, avec une haute résolution des données, acquises en continu dans cet environnement très variable. Les causes de variabilité de détection des populations de poissons peuvent être le passage de bateaux, les saisons (Guillard et al. 2004), la luminosité, les effets de la marée (Krumme et al. 2005), la connectivité avec l'extérieur, etc. Il faut donc un taux d'échantillonnage temporel soutenu pour s'affranchir des variabilités temporelles de court terme. Le bolon de Bamboung n'étant

pas complètement séparé de l'écosystème estuarien, l'étude des relations entre les deux milieux serait un complément nécessaire, afin de quantifier les entrées-sorties des poissons dans l'estuaire en fonction de la marée. Ceci pourrait se faire au moyen de transducteurs en positions fixes à l'entrée du bolon, couplés avec des sondes environnementales (température, lumière, turbidité, courant...) et de débitmètres pour analyser les rythmes migratoires entre le canal principal et ce bolon. De plus, il y a une bonne cohérence entre les TS obtenues en stations fixes de nuit et celles issues des prospections mobiles, du moins dans les tendances (Guillard et al. 2012) : des stations fixes de jour et de nuit seraient avantageuses pour les mesures de TS puisqu'elles s'affranchissent des problèmes d'évitement (Draštík and Kubečka 2005), permettent de détecter beaucoup plus de cibles qu'en prospection, surtout en zone peu profonde, et permettent de voir réellement l'évolution du peuplement entre le jour et la nuit en certains points stratégiques, quand la station dure 24 h, ce qui dans cette étude, n'a pas pu être fait.

Afin de pouvoir réaliser un suivi permettant de tirer des conclusions solides sur l'évolution d'une zone estuarienne protégée comme le Bamboung, il semble nécessaire de décrire finement, au préalable, les schémas de distribution des poissons en fonction des conditions environnementales. Une fois ce schéma connu, il est plus facile ensuite de pouvoir sérier les échantillons pendant une période caractéristique telle que cela se fait couramment pour les plans d'eau tempérés où la fin de l'été a été déterminée comme la période la plus propice (Emmrich et al. 2012 ; Guillard et al. 2006). Dans le cas de l'estuaire du Saloum, suite à l'analyse de la série de données disponibles, la saison sèche semble la période la plus favorable à un suivi, car les données se limitent alors aux individus recrutés et le signal n'est pas perturbé par les nombreux poissons de l'année. Les fortes variabilités des données dans un milieu ouvert, et une forte sensibilité des poissons à toute perturbation, rendent difficile l'acquisition de données fiables. De plus la combinaison sur le terrain de deux protocoles, pêche et acoustique, avec leurs propres contraintes ont fortement influencé la fiabilité des données acquises.

Un suivi dans le temps impose de pouvoir effectuer des tests statistiques significatifs et par conséquent, impose un respect rigoureux du protocole acoustique afin d'avoir des données comparables sur toute la série.

Comme indiqué en préliminaire, les pêches expérimentales étaient le « produit contractuel » de ce projet, la priorité a donc été donnée au protocole de pêche pour lesquelles les mêmes questions de significativité des tests statistiques se posent dans le cadre d'un suivi temporel. Les contraintes des deux protocoles n'étant pas toujours compatibles, dans le cadre de la mise en place d'un suivi, il faudrait envisager de déconnecter les deux types d'opérations.

Si le matériel qui a été utilisé pendant tout ce suivi est resté le même, le système EY500 de SIMRAD, son vieillissement a aussi impacté la qualité des données. Cet équipement n'est plus ni vendu, ni suivi depuis longtemps ; le logiciel d'acquisition des données qui lui est dédié n'est plus compatible avec les ordinateurs actuels, il fonctionne dans un environnement qui lui est propre et qui était compatible avec le système DOS-RMX, mais que l'on ne peut plus installer sur les ordinateurs que l'on trouve actuellement sur le marché, ceux-ci ayant des processeurs trop rapides non gérés par ce logiciel. L'EY500 a épuisé déjà plusieurs ordinateurs durant ces 10 ans de suivi, et si cela a encore été possible, mais très fastidieux et difficile, de trouver sur le marché de l'occasion un vieil ordinateur sur lequel le logiciel d'acquisition a pu être installé, il est évident que ça ne peut pas être la solution pour un travail à venir et envisagé sur le long terme. Dans la description des campagnes, il est apparu qu'un certain nombre de données n'ont pu être exploitées, le signal étant saturé. Ce phénomène lié

certainement à des problèmes de connexion est du au vieillissement du matériel. De plus, le logiciel dédié EP500 est maintenant remplacé par Sonar5-Pro.

Aujourd'hui, l'équipement universellement employé est l'EK60. C'est un système portable, pas plus encombrant que ne l'était l'EY500, et compatible avec tous les logiciels de traitement de données existants. Malgré la stabilité de cette nouvelle version de sondeur, le protocole doit néanmoins inclure un étalonnage systématique de l'équipement avec une bille de calibration, selon la méthode de Foote et al. (1987), au début de chaque mission, pour vérification. Sans une mise à jour de l'équipement, le suivi d'une AMP risque de s'interrompre brutalement pour des problèmes techniques ou risque d'obtenir une série de données insuffisantes, qui malgré le temps et les investissements faits ne permettent pas d'obtenir des conclusions rigoureuses et utilisables par les gestionnaires.

L'Aire Marine Protégée de Bamboung, un impact sur le peuplement de poissons ?

Avec ses 85 espèces de poissons inventoriés au cours des 9 années, le bolon de Bamboung, malgré sa surface réduite (300 ha), peut être considéré comme un milieu à forte **richesse spécifique**, au regard des 114 espèces recensées par Diouf (1996) à l'échelle de l'ensemble du Sine Saloum. Six des espèces observées lors de la présente étude dans l'AMPc de Bamboung n'avaient pas été recensées précédemment à l'échelle du Sine Saloum (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004 ; Ecoutin et al. 2010).

L'étude de référence en 2003 a permis d'identifier 45 espèces ; sur cet inventaire, seules 4 espèces n'ont jamais été revues par la suite dans l'AMPc ; parmi ces 4 espèces, l'une fait partie des espèces non inventoriées par Diouf (1996). En conséquence, 8 années d'échantillonnage dans l'AMPc ont permis l'identification de 40 autres espèces de poissons non observées lors de l'étude de référence. Cette augmentation de la richesse spécifique peut avoir 2 explications : d'une part, elle serait la conséquence de l'augmentation de l'effort d'échantillonnage du peuplement et donc une plus forte probabilité de capturer une espèce peu abondante ; d'autre part, elle serait le résultat d'un effet attracteur d'espèces de l'AMPc.

L'effet de l'augmentation de l'effort d'échantillonnage serait conforté par :

- la comparaison, à nombre de coups de pêche identique par campagne, de l'augmentation de la richesse spécifique par année entre le suivi fait à Bamboung et celui fait dans le site témoin de Sangako. A Bamboung en quatre années, l'augmentation de richesse est de l'ordre de 45% alors qu'à Sangako, cette augmentation pour les mêmes quatre ans est de l'ordre de 65% ;
- la richesse spécifique par coup de pêche est plus faible à Bamboung qu'à Sangako autant pour l'année de référence que dans la comparaison inter sites entre 2008 et 2011. Donc la probabilité de capture d'une espèce par coup de pêche est plus faible dans l'AMPc ; or la richesse totale y est plus forte quelle que soit l'année ;
- la richesse spécifique annuelle du bolon de Bamboung, comprise entre 26 et 45 et observée en diminution au cours de l'étude, indique bien au regard de ce dénombrement de 85 espèces qu'il existe régulièrement un remplacement d'espèces et que cette richesse totale est liée à la durée de l'étude.

La seconde explication pourrait être mise en avant pour plusieurs raisons :

- Le nombre d'espèces que l'on pourrait appeler rares, c'est-à-dire représentées par un seul individu observé une seule fois au cours de l'étude est faible, de l'ordre de 13% de la richesse totale identifiée dans l'AMP. A Sangako, au cours des quatre années de suivi, la proportion d'espèces rares est du même ordre (15%).

L'augmentation de la richesse spécifique au cours de l'étude est sans doute liée à la durée de celle-ci et donc à un effet de sur-échantillonnage, mais dans un bolon déjà riche en espèces.

Le peuplement observé en 2003 dans le bolon de Bamboung, **peuplement de référence** pour la présente étude, est principalement formé d'espèces estuariennes d'origine marine de catégorie herbivore dominante. Ce peuplement de référence est comparable à celui observé

dans le bolon de Sangako entre 2008 et 2011 : richesse spécifique similaire avec plus de 70% d'espèces en commun, composition écologique et trophique de même nature, caractéristiques des peuplements similaires sauf pour l'indicateur biomasse plus important à Bamboung, peu d'individus de grande taille. Ce peuplement peut aussi être comparé au peuplement général du Sine Saloum observé en 2002-2003 (Ecoutin et al. 2010) : richesse par coup de pêche, abondance et biomasse similaire, composition spécifique proche. La différence majeure porte sur la composition par guildes fonctionnelles ; à l'opposé du peuplement du bolon de Bamboung, le peuplement général de l'estuaire est formé en biomasse très majoritairement d'espèces marines estuariennes de catégorie zooplanctonophage. Le protocole spatial pour cette étude du peuplement du Sine Saloum comportait majoritairement des stations d'échantillonnage de pleine eau privilégiant ainsi les espèces pélagiques souvent planctonophages. Au contraire, le peuplement de Sangako ressemblant sur ce point à celui de Bamboung, on peut mettre en avant l'existence d'un peuplement plus spécifique pour les bolons, peuplement composé principalement d'espèces d'herbivores. Ces peuplements de bolon sont constitués par des individus de taille petite ou moyenne correspondant soit à des juvéniles de grandes espèces, soit à des espèces ne dépassant pas 25-30 cm de longueur.

L'interprétation par catégories écologiques ou trophiques de **l'évolution du peuplement** de référence vers un peuplement d'AMP fournit les mêmes conclusions que l'analyse comparative de 2 peuplements de poissons sous exploitation halieutique différenciée. Ces 2 approches sont complémentaires, mais l'approche comparative fournit des valeurs d'indicateurs souvent significativement différentes en faveur de l'AMP.

Le peuplement de référence du bolon de Bamboung évolue rapidement, de l'ordre de 2 à 3 ans, d'un peuplement typique de bolon vers un peuplement composé :

- d'espèces à plus forte affinité marine ; la contribution des espèces marines estuariennes devient dominante ;
- d'espèces prédatrices à haut niveau trophique, prédateurs généralistes ou piscivores ;
- d'individus de grande taille tout en maintenant une présence très forte des petits individus le plus souvent juvéniles.

Dans ce nouveau peuplement, la part des espèces herbivores est réduite alors qu'au même moment, elle reste stable dans le site témoin. La mise en défens entraîne une transformation forte de la structure du peuplement. L'AMP devient un lieu de prédation pour les espèces à affinité marine alors que le site témoin, peu éloigné pourtant, ne montre aucune tendance, même faible, similaire à celles identifiées dans l'AMP. Cette fonction trophique se porte sur les individus de petite et de moyenne taille avec, comme conséquence, la diminution de l'importance de certaines classes (principalement 15-25 cm). Pour certaines espèces présentes majoritairement dans cette gamme de taille, cela a entraîné leur quasi disparition (cas des Mugilidae).

La seconde caractéristique liée à la mise en défens du bolon de Bamboung porte sur l'augmentation de la variabilité d'un certain nombre d'indicateurs. Cela se vérifie au cours de l'évolution interannuelle, mais aussi dans l'étude comparative. La principale source de cette variabilité est liée au cycle saisonnier ; en particulier, l'importance de cette variabilité observée en saison sèche froide a été mise en avant. Cette forte variabilité saisonnière est aussi observée dans le site témoin. Elle est expliquée en particulier par l'émigration vers la mer en fin de saison sèche chaude, d'un grand nombre d'espèces soit pour des raisons de reproduction, soit en fonction de l'arrivée de la saison des pluies. Toutefois, dans le site témoin, le peuplement étant plus estuarien que marin, cette émigration serait plus réduite. Dans l'AMP, cette forte variabilité traduit un peuplement plus instable, moins structuré que

celui de l'année de référence ou du site témoin. Cela est une conséquence de la transformation du peuplement vers une tendance plus marine et plus prédatrice de haut niveau. En effet, ces espèces, moins inféodées à l'estuaire même si la plupart y sont observables, utilisent l'AMP pour une fonction de nourricerie vraisemblablement pour des temps courts voire très courts. Comme elles ne sont souvent pas observées dans le site témoin, l'hypothèse serait soit qu'elles partagent le site de l'AMP et les zones hors AMP mais très proximales, soit qu'elles retournent sur le plateau continental marin peu éloigné de l'AMP.

La troisième caractéristique que cette étude met en avant, est liée au changement de fonctionnement d'un estuaire. De nombreux travaux ont montré la fonction de nurserie que joue un estuaire (Albaret 1999 ; Vidy 2000 ; Blaber 2002 ; Elliott et Whitfield 2011). Cette fonction de nurserie assure aux larves et juvéniles de poissons qu'ils soient d'origine marine, estuarienne ou continentale, protection et nourriture. Or la mise en défens de l'AMP montre le rôle trophique de prédation de grands individus que permet l'AMP, rôle pourtant non joué par le site témoin.

Le suivi du peuplement de poissons du bolon de Bamboung par des **méthodes acoustiques** n'a pas répondu à tous les espoirs initiaux investis dans ce projet. Plusieurs explications sont développées dans cette étude. Cette approche du peuplement fournit 2 indicateurs principaux, un indicateur d'abondance-biomasse et un indicateur de taille ; ces 2 indicateurs font partie de la famille des indicateurs globaux, car ils ne peuvent être reliés à l'identification des espèces. Or, au regard de l'explication écologique, sans caractérisation par guildes, il est difficile de proposer un schéma interprétatif d'évolution du peuplement. L'indicateur de taille décrit le cycle saisonnier (recrutement des juvéniles en octobre, grossissement en saison sèche, émigration avant la saison des pluies), mais ce cycle est en grande partie celui, naturel, d'un peuplement d'estuaire.

La **modélisation** n'a pas encore fourni ce que l'on attend de ces outils ; principalement cela est lié à la définition de nouveaux scénarios d'aménagement qui font l'objet d'analyses en cours. Toutefois, la mise en place de ces modèles a imposé un effort de synthèse et d'intégration des données ciblant ainsi les compartiments mal identifiés ; ainsi la place du benthos, et principalement des mollusques et des crustacés, semble être un compartiment mal appréhendé des cycles trophiques dans le système Bamboung. Une fois la pertinence des données et de leur synthèse validée, la modélisation permet de comparer son résultat aux observations de terrain et, suivant les contraintes imposées par le modèle, d'identifier les divergences et de tenter de les interpréter. Les scénarios déjà utilisés intégrant l'ensemble de notre connaissance de ce système ont permis d'estimer certains indicateurs complémentaires de fonctionnement de l'aire marine ; l'AMPc exporterait environ 10 à 15% de sa biomasse. Le devenir de cette exportation n'est pas bien identifié : enrichissement des zones proximales ou migration vers des lieux plus éloignés.

Références bibliographiques

- Abesamis RA, Russ GR. 2005. Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecological Applications* 15.
- Albaret, J.J., 1994. Les poissons : biologie et peuplements. in : Durand, J.R., Dufour, P., Guiral, D., Zabi G., (Eds.). *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II- Les milieux lagunaires*. Paris, Editions de l'ORSTOM, 239-279.
- Albaret, J.J., 1999. Les peuplements des estuaires et des lagunes. In : Leveque C., Paugy D. (Eds.), *Les poissons des eaux continentales africaines : diversité, écologie, utilisation pour l'homme*. IRD, Paris, pp. 325-350.
- Albaret, J.J., 2003. Caractérisation de l'état de référence des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Rapport de convention Narou Heuleuk/ AFD/ IRD, Dakar, décembre 2003. 50 pp.
- Albaret, J.J., 2004. Suivi biologique des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Rapport d'étape. Rapport de convention Narou Heuleuk/ AFD/ IRD, Dakar, juillet 2004. 18 pp.
- Albaret, J.J., Desfossez, P., 1988. Biologie et écologie des Gerreidae (Pisces, teleostei) en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 21, 71-88
- Albaret, J.J., Legendre, M., 1985. Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) - Intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*. 18(4), 281-303.
- Albaret, J.J., Simier, M., Darboe, F.S., Ecoutin, J.M., Raffray, J., Tito de Morais, L., 2004. Fish diversity and distribution in the Gambia estuary, West Africa, in relation to environmental variables. *Aquatic Living Resources* 17, 35-46.
- Albaret, J.J., Simier, M., Sadio, O., 2005. Suivi biologique des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Rapport final. Rapport de convention Narou Heuleuk/ AFD/ IRD, Dakar, juillet 2005. 80 pp. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers12-05/010055094.pdf
- Albaret, J.J., Simier, M., Tito de Morais, L., 2006. Suivi biologique des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Convention particulière n°3, rapport final. Rapport de convention Narou Heuleuk/ AFD/ IRD, Dakar, 19 pp
- Andrieu, J., Mering, C., 2008. Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine: exemple des Rivières du Sud du delta du Saloum au Rio Geba. *Télédétection* 8, 93-118.
- Babcock, R.C., Shears, N.T., Alcalá, A.C., Barrett, N.S., Edgar, G.J., Lafferty, K.D., McClanahan, T.R., Russ, G.R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *PNAS* 2010.107 (43) 18256-18261
- Balk, H., Lindem, T., 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. Lindem Data Acquisition, Oslo.
- Baran, E., 2000. Biodiversity of estuarine fish faunas in West Africa. *Naga* 23, 4-9
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.
- Barnes, C., Sweeting, C.J., Jennings, S., Barry, J.T., Polunin, N.V.C., 2007. Effect of temperature and ration size on carbon and nitrogen stable isotope trophic fractionation. *Functional Ecology* 21, 356-362
- Behagle, N., Lebourges-Dhaussy, A., Ecoutin, J.M., Laë, R., Sow, I., Tito-de-Morais, L., Guillard, J., (soumis). Acoustic monitoring of a Senegalese Marine Protected Area and of its close vicinity. *Estuarine, coastal and shelf science*.
- Bethke, E., Arrhenius, F., Cardinale, M., Håkansson, N., 1999. Comparison of the selectivity of three pelagic sampling trawls in a hydroacoustic survey. *Fisheries Research* 44[1], 15-23.

- Blaber, S.J.M., 1985. The ecology of fishes of estuaries and lagoons of the Indo-Pacific with particular reference to Southeast Africa. in : Yañez- Arancibia, A. (ed.), Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons. Towards and Ecosystem Integration. UNAM Press, México DF, 247–266.
- Blaber, S.J.M., 2000. Tropical Estuarine fishes: Ecology, Exploitation and Conservation. Oxford: Blackwell Science.
- Blaber, S.J.M., 2002. 'Fish in hot waters' : the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. Journal of Fish Biology 61 Suppl.A, 1-20. doi:10.1006/jfbi.2002.2063.
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. Futures 38, 723–739.
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.H., Ekvall, T., Finnveden, G., 2005 Towards a User's Guide to Scenarios - a Report on Scenario Types and Scenario Techniques. Project Report, Environmental strategies research. Department of Urban studies. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Boswell, K.M., Wilson, M.P., MacRae, P.S.D., Wilson, C.A., Cowan Jr, J.H., 2010. Seasonal Estimates of Fish Biomass and Length Distributions Using Acoustics and Traditional Nets to Identify Estuarine Habitat Preferences in Barataria Bay, Louisiana. Marine and Coastal Fisheries 2[1], 83-97.
- Boswell, K.M., Wilson, M.P., Wilson, C.A., 2007. A lightweight transducer platform for use in stationary shallow water horizontal-aspect acoustic surveys. Fisheries Research 85, 291–294.
- Bouillon, S., Connolly, R.M., Lee, S.Y., 2008. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. Journal of Sea Research 59, 44-58.
- Bouillon, S., Koedam, N., Raman, A.V., Dehairs, F., 2002. Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. Oecologia 130, 441-448.
- Bouso, T., 1996. La pêche artisanale dans l'estuaire di Sine-Saloum Sénégal, apoproches typologiques des systèmes d'exploitation. Mémoire Thèse Université Montpellier II, 293 pp.
- Brehmer, P., Gerlotto, F., Samb, B., 2000. Measuring fish avoidance during surveys. International Council for the Exploration of the Sea, CM 2000/K:07.
- Breuil, C., 2011. Sénégal. in : Sanders, J.S., Greboval, d., Hjort, A. (eds). Marine protected areas: country case studies on policy, governance and institutional issues. FAO technical paper 556/1, 72-95.
- Brochier, T., Ecoutin, J.M., Tito de Morais, L., Kaplan, D., Laë, R. 2011. Modèle de population structuré en taille dans une Aire Marine Protégée en zone de mangrove. Poster présenté au symposium « Contribution des aires marines protégées à la gestion écosystémique des milieux et de leurs usages : quelle stratégie scientifique ? », MNHN, Paris, France. http://www.colloque-scientifique-amp.fr/IMG/pdf/19-Poster_Brochier.pdf
- Brochier, T., Ecoutin, J.M., Tito de Morais, L., Kaplan, D.M., Laë, R. 2013. A multi-agent ecosystem model for studying changes in a tropical estuarine fish assemblage within a marine protected area. Aquatic Living Resources, In press.
- Castillo-Rivera, M., Alejandro Zavala-Hurtado, J., Zarate, R., 2002. Exploration of spatial and temporal patterns of fish diversity and composition in a tropical estuarine system of Mexico. Reviews in Fish Biology and Fisheries 12, 167–177.
- CEPIA, 2011. États des lieux nationaux-CEPIA. Dynamiques halieutiques et systèmes de gestion des pêches (Rapport final). CSRP/UICN, Dakar. http://spcsrp.org/medias/csrp/publications/cepia_2011_etat_des_lieux_senegal_bamboung_final.pdf
- Charles-Dominique, E., 1982. Exposé synoptique des données biologiques sur l'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata* S. Bowdich, 1825). Revue d'Hydrobiologie Tropicale 15, 373-397
- Charles-Dominique, E., 1989. Catch Efficiencies of Purse and Beach Seines in Ivory Coast Lagoons. Fishery Bulletin, U.S., 87, 911-921.
- Chaves, P.T.C., Umbria, S.C., 2003. Changes in the diet composition of transitory fishes in coastal systems, estuary and continental shelf. Brazilian Archives of Biology and Technology 46, 41-46.
- Christensen, V. & Pauly, D. (1992) ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling, 61, 169–185.

- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. & Forrest, R. (2008) *Ecopath with Ecosim: a User's Guide*. Lenfest Ocean Futures Project 2008, Vancouver, Canada.
- Claudet J., Pelletier D., 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources* 17, 129–138.
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B.J.A., Nagelkerken, I., Hemminga, M.A., Huiskes, A.H.L., Velde, G.v.d., 2003. Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246, 279-289
- Colléter, M. 2010. Analyse de l'impact d'une Aire Marine Protégée (AMP) sur le fonctionnement trophique d'un écosystème: modélisation Ecopath/EcoTroph de la réserve du bolong de Bamboung, Sénégal. Master thesis, Agrocampus Rennes - Pôle Halieutique, Rennes, France. <http://halieutique.agrocampus-ouest.fr/memoires/201003.pdf>
- Colléter, M., Albouy, C., Francour, P., Le Loc'h, F., Tito de Morais, L., Valls, A., Gascuel, D. 2011. Ecopath et EcoTroph : des outils d'évaluation des effets des AMP à l'échelle des réseaux trophiques. Poster présenté au symposium « Contribution des aires marines protégées à la gestion écosystémique des milieux et de leurs usages : quelle stratégie scientifique ? », MNHN, Paris, France. http://www.colloque-scientifique-amp.fr/IMG/pdf/14-Poster_Colleter_gascuel.pdf
- Colléter, M., Gascuel, D., Ecoutin, J.M., Tito de Morais, L. 2012; Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of marine protected area (MPA), a case study on the coast of Sénégal. *Ecological Modelling*, 232, 1–13.
- Côté, I.M., Mosqueira, I., Reynolds, J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology*, 59, 178 - 189.
- Davenport, S.R., Bax, N.J., 2002. A trophic study of a marine ecosystem of Southeastern Australia using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 514-530
- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495-506
- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1981. Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimical et Cosmochimical Acta* 45, 341-351
- Dieng, O., Roucou, P., Louvet, S., 2008. Variabilité intra-saisonnière des précipitations au Sénégal (1951-1996). *Sécheresse*, 19, 87-93.
- Diouf, P.S., 1996. Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest : l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine Saloum. Thèses et Documents Microfichés 156, ORSTOM, 177 pp. http://www.bondy.ird.fr/pleins_textes/pleins_textes_7/TDM_7/010008130.pdf.
- Doyen, A., 1988. La mangrove à usages multiples de l'estuaire du Saloum (Sénégal). Pages 176–201 Selected papers of the Dakar symposium on acid sulphate soils. 3e Symposium International sur les Sols Sulfatés Acides, 6-11 janvier 1986. Dakar, Senegal. ILRI Publications, Wageningen.
- Draštík, V., Kubečka, J., 2005. Fish avoidance of acoustic survey boat in shallow waters. *Fisheries Research* 72[2–3], 219–228.
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22, 6 pp.
- Duarte, C.M., 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnology and Oceanography* 37, 882-889
- Ecoutin, J.M., Albaret, J.J., Trape, S., 2005. Length-weight relationships for fish populations of a relatively undisturbed tropical estuary: The Gambia. *Fisheries Research* 72, 347-351
- Ecoutin, J.M., Sadio, O., Simier, M., Raffray, J., Tito de Morais, L., 2012. Comparaison des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove (le bolon de Bamboung, Sine Saloum, Sénégal) avec les peuplements de deux sites proches non protégés de l'exploitation halieutique. Rapport du Contrat n° CSRP/AFD/C11/2011. Dakar, juin 2012, 67 pp. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010056414>.

- Ecoutin, J.M., Simier, M., Laë, R., Albaret, J.J., Tito de Morais, L., 2010. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuarine, coastal and shelf science*, 87: 284-292.
- Elliott, M., McLusky, D.S., 2002. The need of definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 815-827.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Changing paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94, 306-314
- Emmrich, M., Winfield, I.J., Guillard, J., Rustadbakken, A., Verges, C., Volta, P., Jeppensen, E., Lauridsen, T., Holmgren, K., Argillier, C., Mehner, T., 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes, *Freshwater Biology*, 57 (12), 2436–2448 - doi:10.1111/fwb.12022
- Fagade, S.O., Olaniyan, C.I.O., 1973. The food and feeding interrelationship of the fishes in the Lagos Lagoon. *Journal of Fish Biology* 5, 205-225
- Faye, D., Le Loc'h, F., Thiaw, O.T., Tito de Morais, L., 2012. Mechanisms of food partitioning and ecomorphological correlates in ten fish species from a tropical estuarine marine protected area (Bamboung, Senegal, West Africa). *African Journal of Agricultural Research* 7(3), 443-455.
- Faye, D., Tito de Morais, L., Raffray, J., Sadio, O., Thiaw, O.T., Le Loch, F., 2011. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): Evidence from stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1-11
- Foot, K.G., Knudsen, H.P., Vestnes, D.N., MacLennan, D.N., Simmonds, E.J., 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *International Council for the Exploration of the Sea Journal of Marine Science* 144, 1–69.
- France, R., 1998. Estimating the assimilation of mangrove detritus by fiddler crabs in Laguna Joyuda, Puerto Rico, using dual stable isotopes. *Journal of Tropical Ecology* 14, 413-425
- France, R.L., 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. *Marine Ecology Progress Series* 124, 307-312
- Frear, P.A., 2002. Hydroacoustic target strength validation using angling creel census data. *Fisheries Management and Ecology* 9[6], 343–350.
- Fréon P., Gerlotto F., Misund O.A., 1993a. Consequences of fish behaviour for stock assessment. *ICES mar. Sci. Symp.*, 196: 190-195.
- Fréon P., Soria M., Mullon C., Gerlotto F., 1993b. Diurnal variation in fish density estimate during acoustic surveys in relation to spatial distribution and avoidance reaction. *Aquating Living Resources* 6, 221-234.
- Froese, R., Pauly, D. (Eds) 2009. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.
- Froese, R., Binohlan, C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56, 758–773.
- Fry, B., 2006. *Stable isotope ecology*. New York: Springer Science+BusinessMedia LLC
- Gascuel D., Henichart L.M., 2011. Etude sur l'état de l'art du rôle des AMP dans la gestion des pêches : volet bio-écologie. Rapport technique pour la sous commission régionale des pêches, Dakar, Sénégal, 121 p.
- Gascuel, D., Albouy, C., Colléter, M., Francour, P., Le Loc'h, F., Tito de Morais, L., Valls, A. 2012. Assessing the effects of MPAs on entire food webs using Ecopath and EcoTroph models. *Book of abstracts*. Edinburgh, Scotland, p. 101.
- Gell, F.R., Roberts, C.M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of the marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (9), 448-455.
- Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, M.A., Espejo, M., Cotel, P., 2004. Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *International Council for the Exploration of the Sea Journal of Marine Science* 61[7], 1120–1126.
- Giesal, J.T., 1976. Reproductive strategies as adaptations to life in temporally heterogeneous environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7, 57 – 59.
- Gning, N., 2008. Écologie trophique des juvéniles de quatre espèces de poissons dans l'estuaire inverse du Sine-Saloum (Sénégal): Influence des conditions de salinité contrastées. Thèse Université

- Montpellier 2, 170 p. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-03/010047104.pdf
- Gning, N., Le Loc'h, F., Thiaw, O.T., Aliaume, C., Vidy, G., 2010. Estuarine resources use by juvenile Flagfin mojarra (*Eucinostomus melanopterus*) in an inverse tropical estuary (Sine Saloum, Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 683-691
- Gning, N., Vidy, G., Thiaw, O.T., 2008. Feeding ecology and ontogenic diet shifts of juvenile fish species in an inverse estuary: the Sine-Saloum, Senegal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 395-403
- Grimm, V. 1999. Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecological Modelling*, 115, 129–148.
- Grimm, V., Berger, U., Bastiansen, F., Eliassen, S., Ginot, V., Giske, J., Goss-Custard, J., Grand, T., Heinz, S.K., Huse, G., Huth, A., Jepsen, J.U., Jørgensen, C., Mooij, W.M., Müller, B., Pe'er, G., Piou, C., Railsback, S.F., Robbins, A.M., Robbins, M.M., Rossmanith, E., Rüger, N., Strand, E., Souissi, S., Stillman, R.A., Vabø, R., Visser, U. & DeAngelis, D.L. (2006) A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. *Ecological Modelling*, **198**, 115–126.
- Guillard, J., 1998. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fisheries Research* 35[1–2], 23–31.
- Guillard, J., Albaret, J.J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., Tito de Morais, L., 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: Moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources* 17, 47–55.
- Guillard, J., Perga, M. E., Colon, M., Angeli, N., 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France), *Fisheries Management Ecology* 13, 319-327.
- Guillard, J., Simier, M., Sow, I., Raffray, J., Albaret, J.J., Tito de Morais, L., 2012. Fish biomass estimates along estuaries: a comparison of vertical acoustic sampling at fixed stations and purse seine catches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Erreur! Référence de lien hypertexte non valide.107, 105-111,
- Guillard, J., Verges, C., 2007. The Repeatability of Fish Biomass and Size Distribution Estimates obtained by Hydroacoustic Surveys Using Various Survey Designs and Statistical Analyses. *International Review of Hydrobiology*, 92, 6 , 605–617
- Halpern, B.S., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13-1: 117-1376.
- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., Garcia-Charton, J.A., Ody, D., Perez-Ruzafa, A., Renones, O., Sanchez-Perez, P., Valle, C., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biological Conservation* 141, 1829-1839.
- Hedgpeth, J.W., 1967. Ecological aspects of the Laguna Madre, a hypersaline estuary. in : Lauff, G.H. (Ed.), *Estuaries: Ecology and Populations*. 83, 407-419.
- Hentschel, B.T., 1998. Intraspecific variations in $\delta^{13}\text{C}$ indicate ontogenic diet changes in deposit-feeding polychaetes. *Ecology*, 79, 1357-1370
- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Widdows, J., Lucas, C.H., Heip, C.H.R., 2000. Stables isotopes as trophic tracers : combining field sampling and manipulative labelling of food resources for macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, 204, 79-92
- Hodgkin, E.P., Kendrix, G.W., 1984. The changing aquatic environment 7000 BP to 1983 in estuaries of South Western Australia. *Estuarine Environ. South. Hemisphere Bull.*, 161 : 1-12.
- Jennings, S., Warr, K.J., 2003. Environmental correlates of large-scale spatial variation in the $\delta^{15}\text{N}$ of marine animals. *Marine Biology*, 142, 1131-1140
- Kantoussan, J., Ecoutin, J.M., Fontenelle, G., Tito de Morais, L., Laë, R., 2010. Ecological Indicators based on trophic spectrum as a tool to assess ecosystems fishing impacts: example of two man-made lakes Manantali and Selingue (Mali), West Africa. *Ecological Indicators* 10 : 927-934.
- Knudsen, F.R., Sægrov, H., 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: application to three Norwegian lakes. *Fisheries Research* 56, 205–211.

- Kone, T., Teugels, G.G., 2003. Food habits of brackish water tilapia *Sarotherodon melanotheron* in riverine and lacustrine environments of a West African coastal basin. *Hydrobiologia*, 490, 75-85
- Krumme, U., Hanning, A., 2005. A floating device for stationary hydroacoustic sampling in shallow waters. *Fisheries Research* 73[3], 377-381.
- Kubecka, J., Duncan, A., 1998. Diurnal changes of fish behaviour in a lowland river monitored by a dual-beam echosounder. *Fisheries Research* 35[1-2], 55-63.
- Laegdsgaard, P., Johnson, C., 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257, 229-253.
- Laurans, M., Gascuel, D., Chassot, E., Thiam, D., 2004. Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the three last decades. *Aquatic Living Resources* 17, 163-173.
- Layman, C.A., 2007. What can stable isotope ratios reveal about mangroves as fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 80, 513-527
- Le Loc'h, F., Hily, C., Grall, J., 2008. Benthic communities and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Marine System*, 72, 17-34
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airame, S., Warner, R.R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384, 33-46.
- Lin, H.-J., Kao, W.-Y., Wang, Y.-T., 2007. Analyses of stomach contents and stable isotopes reveal food sources of estuarine detritivorous fish in tropical/subtropical Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 527-537
- Longhurst, A.R., 1957. The Food of the Demersal Fish of a West African Estuary. *Journal of Animal Ecology*, 26, 369-387
- Love, R.H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. *Journal of Acoustical Society of America* 62[6], 1397-1403.
- MacLellan, S.G., Hume, J.M.B., 2010. An Evaluation of Methods Used by the Freshwater
- MacLennan, D., Fernandes, P.G., Dalen, J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *International Council for the Exploration of the Sea Journal of Marine Science* 59, 365-369.
- Marcus, O., 1986. Food and feeding habits of *Ilisha africana* (Bloch) (Pisces: Clupeidae) off the Lagos coast, Nigeria. *Journal of Fish Biology*, 29, 671-683
- Marguillier, S., van der Velde, G., Dehairs, F., Hemminga, M.A., Rajagopal, S., 1997. Trophic relationship in an interlinked mangrove-seagrass ecosystem as traced by $d^{13}C$ and $d^{15}N$. *Marine Ecology Progress Series*, 151, 115-121
- Martinho, F., Leitao, R., Viegas, I., Dolbeth, M., Neto, J.M., Cabral, H.N., Pardal, M.A., 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 537-546.
- Mbande, S., Froneman, P.W., Whitfield, A.K., 2004. The primary carbon sources utilised by fishes in the Mngazi and Mngazana estuaries, South Africa: a preliminary assessment. *African Journal of Aquatic Science*, 29, 195-204
- Melis, B., 2002. Projet de préservation des ressources halieutiques par les communautés de pêcheurs. Narou Heuleuk. Aire marine protégée du Bamboung. Océanium publ., Dakar, 13 pp.
- Mercier, P., 2011. Les pagnes du bolong du Bamboung, une ressource exploitable à préserver au sein de l'Aire Marine Protégée communautaire du Bamboung. Mémoire de BTS en Gestion et Protection de la Nature, Spécialité Gestion des Espaces Naturels. Rapport de stage à l'Océanium, Dakar, 43 pp.
- Minagawa, M., Wada, E., 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between ^{15}N and animal age. *Geochimical et Cosmochimical Acta*, 48, 1135-1140
- Mouse, P.J., Kemper J., 1996. Applications of a hydroacoustic sampling technique in a large wind-exposed shallow lake. Cowx I.G. (Ed.) *Stock Assessment in Inland Fisheries*. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, pp. 179-195.

- Mouse, P.J., Van Densen, W.L.T., Machiels, M.A.M., 2004. Vertical distribution patterns of zooplanktivorous fish in a shallow, eutrophic lake, mediated by water transparency. *Ecology of Freshwater Fish* 13[1], 61–69.
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A., Somerfield, P.J., 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany*, 89, 155-185
- Newell, R.I.E., Marshall, N., Sasekumar, A., Chong, V.C., 1995. Relative importance of benthic microalgae, phytoplankton, and mangroves as sources of nutrition for penaeid prawns and other coastal invertebrates from Malaysia. *Marine Biology*, 123, 595-606
- Ona, E., 1999. Methodology for TS measurements. ICES Cooperative Research Report. 403, 235 p
- Otero, E., Culp, R., Noakes, J.E., Hodson, R.E., 2003. The distribution and delta C-13 of dissolved organic carbon and its humic fraction in estuaries of southeastern USA. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56, 1187-1194
- Oudard, C., 2009. Test de l'hypothèse puits/source des Aires Marines Protégées par analyse microchimique des otolithes de poissons : Application au bolon de Bamboung. Mémoire de master (M2), Université de Brest, 29 pp.
- Panfili J., Thior D., Ecoutin J.M., Ndiaye P., Albaret J.J., 2006. Influence of salinity on the size at maturity for fish species reproducing in contrasting West African estuaries. *Journal of Fish Biology* 69, 95-113.
- Paterson, A.W., Whitfield, A.K., 1997. A stable carbon isotope study of the food-web in a freshwater-deprived South African estuary, with particular emphasis on the ichthyofauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 705-715
- Pauly, D., Palomares, M.L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D., Wallace, S., 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 51-62.
- Persic, A., Roche, H., Ramade, F., 2004. Stable carbon and nitrogen isotope quantitative structural assessment of dominant species from the Vaccares Lagoon trophic web (Camargue Biosphere Reserve, France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60, 261-272
- Peterson, B.J., Fry, B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 293-320
- Post, D.M., Conners, M.E., Goldberg, D.S., 2000a. Prey preference by a top predator and the stability of linked food chains. *Ecology*, 8, 8-14
- Post, D.M., Pace, M.L., Hairston, N.G.J., 2000b. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature*, 405, 1047-1049
- Post, D.M., Takimoto, G., 2007. Proximate structural mechanisms for variation in food-chain length. *Oikos*, 116, 775-782
- R Development Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of the sea-water. in : M.N. Hill (Ed.), *The sea*. New York, pp., 26-77
- Richoux, N.B., Froneman, P.W., 2007. Assessment of spatial variation in carbon utilization by benthic and pelagic invertebrates in a temperate South African estuary using stable isotope signatures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 545-558
- Riera, P., Richard, P., 1996. Isotopic Determination of Food Sources of *Crassostrea gigas* Along a trophic Gradient in the Estuarine Bay of Marennes-Oléron. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42, 347-360
- Riera, P., Stal, L.J., Nieuwenhuize, J., 2004. Utilization of food sources by invertebrates in a man-made intertidal ecosystem Westerschelds, the Netherlands): a d¹³C and a d¹⁵N study. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 323-326
- Rossi, F., Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., 2004. Interspecific and intraspecific variation of d¹³C and d¹⁵N in deposit and suspension-feeding bivalves (*Macoma balthica* and *Cerastoderma edule*): Evidence of ontogenetic changes in feeding mode of *Macoma balthica*. *Limnology and Oceanography*, 49, 408-414

- Russ, G.R., Stockwell B., Alcalá A.C., 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Marine Ecology Progress series* 292, 1-12.
- Sadio O., 2012. Comparaison des peuplements de poissons entre une aire marine protégée (le bolon de Bamboung) et une zone non protégée (le bolon de Sangako) dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal). Mémoire de Master II, IUPA/UCAD, Dakar, Sénégal, mai 2012, 71 pp.
- Sanchirico J.N., 2000. Marine protected areas: can they revitalize our nation's fisheries? *Resources* 140: 6-9.
- Savenije, H.H.G., Pagès, J., 1992. Hypersalinity: a dramatic change in the hydrology of Sahelian estuaries. *Journal of Hydrology*, 135, 157-174
- Schwamborn, R., Ekau, W., Voss, M., Saint-Paul, U., 2002. How important are mangroves as a carbon source for decapod crustacean larvae in a tropical estuary? *Marine Ecology Progress Series*, 229, 195-205
- Shin, Y.J., Cury, P. 2001 Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*, 14, 65–80.
- Simier, M., Blanc, L., Aliaume, C., Diouf, P. S., Albaret, J.J., 2004. Spatial and temporal structure of fish assemblages in an "inverse estuary", the Sine Saloum system Senegal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59, 69-86.
- Simier, M., Blanc, L., Aliaume, C., Diouf, P.S., Albaret, J.-J., 2004. Spatial and temporal structure of the fish assemblages in an "inverse estuary", the Sine Saloum system (Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 69-86
- Simier, M., Laurent, C., Ecoutin, J.M., Albaret, J.J., 2006. The Gambia River estuary: A reference point for estuarine fish assemblages studies in West Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69 (3-4), 615-628.
- Simmonds, E.J., MacLennan, D.N., 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.
- Simrad, 1994. EP500: Instruction manual, echo processing system, P259E, 73p.; EY500, Instruction manual, portable scientific echo sounder, P2473E, 36 p.
- Smith, S., 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 47, 894-903.
- Sow, I., 2009. Suivi de l'Aire Marine Protégée du bolong Bamboung (Sénégal) par hydroacoustique : bilan 2008-2009 (Preliminary report). IRD/CRODT/INRA, Dakar, Sénégal.
- Sow, I., Guillard, J., 2005a. Suivi de stations fixes de nuit dans l'Aire Marine Protégée Bamboung (Sine Saloum, Sénégal) (Preliminary report No. I.L., 260-2005). IRD/CRODT/INRA, Dakar, Sénégal.
- Sow, I., Guillard, J., 2005b. Étude de l'Aire Marine Protégée du bolong Bamboung (Sénégal) par hydroacoustique (Preliminary report No. I.L., 259-2005). IRD/CRODT/INRA, Dakar, Sénégal.
- Sow, I., Guillard, J., 2009. Suivi de l'Aire Marine Protégée du bolong Bamboung (Sénégal) par hydroacoustique : bilan 2003-2007 (Preliminary report No. 2882A0). *Rapp. Océanum/IRD*. IRD/CRODT/INRA, Dakar, Sénégal.
- Sow, I., Guillard, J., 2010. Suivi par hydroacoustique du peuplement piscicole d'une Aire Marine Protégée du Sine-Saloum (Sénégal): bilan 2003- 2007. *Journal Sciences Halieutique et Aquatique* 1, 21-32
- Stobart, B., Warwick, R., Gonzalez, C., Mallol, S., Diaz, D., Renones, O., Goñi, R., 2009. Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology-Progress, Series* 384, 47-60.
- Stockwell, B., Jadloc, C.R.L., Abesamis, R.A., Alcalá, A.C., Russ, G.R., 2009. Trophic and benthic responses to no-take marine reserve protection in the Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 389, 1-15.
- Thimdee, W., Deenin, G., Sangrungruang, C., Matsunaga, K., 2004. Analysis of primary food sources and trophic relationships of aquatic animals in a mangrove-fringed estuary, Khung Krabaen Bay (Thailand) using dual stable isotope techniques. *Wetlands Ecology and Management*, 12, 135-144
- Thorne, R.E., 1998. Experiences with shallow water acoustics. *Fish. Res.* 35, 135–139.

- Tito de Morais, L., Simier, M., Raffray, J., Sadio, O., 2007. Suivi biologique des peuplements de poissons d'une aire protégée en zone de mangrove : le bolon de Bamboung (Sine Saloum, Sénégal). Rapport de convention Narou Heuleuk/ AFD/ IRD, Dakar, décembre 2007, 23 pp. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers12-05/010055076.pdf
- Trape, J.F., Tall, A., Sokhna, C., Ly, A.B., Diagne, N., Ndiath, O., Mazonot, C., Richard, V., Badiane, A., Dieye-Ba, F., Faye, J., Ndiaye, G., Diene Sarr, F., Roucher, C., Bouganali, C., Bassène, H., Touré-Baldé, A., Roussillon, C., Perraut, R., Spiegel, A., Sarthou, J.L., Pereira da Silva, L., Mercereau-Puijalon, O., Druilhe, P., Rogier, C., (soumis). Malaria in Dielmo. From holoendemicity to pre-elimination, a 22-year longitudinal study in a West African village
- USAID, 2010a. Convention locale pour une gestion durable des ressources naturelles. USAID, Dakar, Sénégal.
- USAID, 2010b. Conseils locaux de la pêche artisanale de Toubacouta. Convention locale pour une gestion durable des ressources halieutiques dans la zone de Toubacouta (contraintes et solutions). USAID project Wula Nafaa. USAID, Toubacouta, Senegal.
- Vakily, J.M., Cham, A., 2003. Growth, feeding and reproduction of the West African Ilisha, *Ilisha africana* off Sierra Leone. in : M.L. Palomares, B. Samb, T. Diouf, J.M. Vakily, D. Pauly (Eds.), *Fish biodiversity: local studies as basis for global inferences* (pp. 46-57): ACP-EU Fisheries Research 14
- Vander Zanden, M.J., Casselmann, J.M., Rasmussen, J.B., 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401, 464-467
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 1999. Primary consumer delta C-13 and delta N-15 and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*, 80, 1395-1404
- Vidy, G., 2000. Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). *Wetlands Ecology and Management* 8, 37-51.
- Vignot, C. 2007. Relations Trophiques au sein des Communautés de Poissons d'un Estuaire Inverse d'Afrique de l'Ouest : Le Sine-Saloum au Sénégal. Master thesis, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 30 pp.
- Villanueva, M.C. 2004. Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest: adaptation aux pressions environnementales. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, France, 216 pp.
- Villanueva, M.C., Diouf, P.S., Albaret, J.J., Moreau, J., 2005. Complexity in the trophic structure and stability in a modelled West African estuary. in : S. J.J. (Ed.), *Coastal ecosystems of West-Africa biological diversity - Ressources - Conservation* (pp., 15-26). Brussels
- Vizzini, S., Mazzola, A., 2009. Stable isotopes and trophic positions of littoral fishes from a Mediterranean marine protected area. *Environmental Biology of Fishes*, 84, 13-25
- Vondracek B., Degan, D.J., 1995. Among- and Within-Transsect Variability in Estimates of Shad Abundance Made with Hydroacoustics. *North American Journal of Fisheries Management* 15[4], 933-939.
- Wessel, M.R., Winner, B. L., 2003. Using a modified purse seine to collect and monitor estuarine fishes. *Gulf and Caribbean research*, 15, 61-71.
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuary: a South African case study. *Review in fish biology and fisheries* 9, 151-186.
- Whitfield, A.K., Cowley, P.D., 2010. The status of fish conservation in South Africa estuaries. *Journal of fish biology* 76, 2067-2089.
- Winemiller, K.O., 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60, 331-367
- Winemiller, K.O., Akin, S., Zeug, S.C., 2007. Production sources and food web structure of a temperate tidal estuary: integration of dietary and stable isotope data. *Marine Ecology-Progress Series*, 343, 63-76
- Wissel, B., Fry, B., 2005. Tracing Mississippi River influences in estuarine food webs of coastal Louisiana. *Oecologia*, 144, 659-672
- Wooller, M., Smallwood, B., Jacobson, M., Fogel, M., 2003. Carbon and nitrogen stable isotopic variation in *Laguncularia racemosa* (L.) (white mangrove) from Florida and Belize: implications for trophic level studies. *Hydrobiologia*, 499, 13-23

- Wu, Y., Zhang, J., Li, D.J., Wei, H., Lu, R.X., 2003. Isotope variability of particulate organic matter at the PN section in the East China Sea. *Biogeochemistry*, 65, 31-49
- Yemane, D., Shin, Y.J., Field, J.G. 2009. Exploring the effect of Marine Protected Areas on the dynamics of fish communities in the southern Benguela: an individual-based modelling approach. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66, 378–387.