



THÈSE / UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE

sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne

pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE
Mention : Ecologie halieutique

École Doctorale des Sciences de la Mer

présentée par

Oumar SADIO

Préparée à l'Institut Universitaire Européen
de la Mer (IUEM), au Laboratoire des
Sciences de l'Environnement Marin
(LEMAR - UMR 195)

**Evaluation de l'efficacité des Aires
Marines Protégées comme outil de
restauration des ressources marines
et de gestion des stocks halieutiques :
*l'expérience ouest africaine***

Thèse soutenue le 11 décembre 2015
devant le jury composé de :

Jacques CLAVIER

Professeur, UBO/UMR LEMAR, Brest /examinateur

Guy FONTENELLE

Professeur émérite, Agrocampus Ouest /rapporteur

Jean Guillard

Ingénieur de recherche, HDR, CARTETEL / rapporteur

Massal FALL

Chercheur, ISRA/CRODT / examinateur

Raymond LAË

Chercheur, UMR LEMAR /examinateur

Luis TITO de MORAIS

Chercheur, IRD, UMR LEMAR Brest/ Directeur de thèse

Jean Marc ECOUTIN

Chargé de recherche (retraité) / invité

Dédicaces

A mes très chers parents : mon défunt père Valounding Sadio et ma très chère maman Fatou Diatta qui m'ont toujours soutenu et m'ont mis dans le droit chemin pour réussir ma vie.

A mes frères et sœurs : Khady, Malang, Ouseynou, Assane, Souleymane, Gnima, Mariama, Oulimatou, Bintou et Astou.

A ma très chère épouse Ndèye Rose Mané et mes enfants Mamadou, Fatoumata, Ibrahima et Malanime pour leur courage pendant mes absences mais aussi pour leur soutien inlassable du début à la fin de cette thèse. Je leur dédie cette thèse. Par sa bravoure, Rose a su bien gérer ma famille.

Remerciements

Arrivé au terme de ce travail, je tiens à remercier chaleureusement toutes les personnes qui m'ont aidé et soutenu tout au long de cette thèse.

Ce travail de thèse, fruit de la capitalisation d'une expérience professionnelle, concocté depuis 2001, n'aurait pas vu le jour sans la participation, la contribution, l'encadrement mais aussi l'encouragement de beaucoup de personnes, à qui je tiens à exprimer toute ma gratitude.

Toute ma reconnaissance va tout d'abord à Raymond Laë, Luis Tito de Morais et Jean-Marc Ecoutin pour m'avoir fait confiance au cours de ces trois années de thèse. M. Laë, merci d'avoir accepté mon recrutement à l'IRD car tout est parti de là. MM. Tito de Morais et Ecoutin, merci d'avoir été disponibles et d'avoir toujours exprimé un tel enthousiasme pour ce projet. En tant que Directeurs de thèse, ils ont eu confiance en moi, m'ont accordé la liberté et m'ont donné beaucoup de conseils me permettant de réussir cette thèse.

J'adresse plus particulièrement mes remerciements à M. Jean Marc Ecoutin pour avoir été au début et à la fin de ce travail. Pour m'avoir initié à la recherche scientifique, pour sa disponibilité, pour les corrections qu'il a bien voulu apporter à ce travail, je profite de cette occasion pour lui adresser tous mes remerciements. Si j'ai acquis autant d'expérience en matière de recherche scientifique, c'est grâce à Jean-Marc Ecoutin. Qu'il trouve ici toute ma reconnaissance.

Je tiens tout particulièrement à remercier Mme Monique Simier, biostatisticienne de l'UMR MARBEC à Sète, pour son aide dans l'analyse statistique des données, sa disponibilité, ses conseils, sa gentillesse mais aussi et surtout pour les corrections apportées dans ce travail. Je suis reconnaissant envers elle pour m'avoir fait profiter sans aucune retenue de son savoir-faire en statistique.

Je remercie sincèrement deux encadrants scientifiques : Dr Massal Fall directeur du CRODT et Dr Justin Kantoussan, professeur à l'Université de Saint-Louis pour leur encouragement mais surtout les corrections apportées à ce travail.

Je remercie vivement Dr Jean-Jacques Albaret pour m'avoir formé en systématique des poissons. Il m'a accepté à ses côtés et m'a appris à faire de la biologie des poissons pendant plusieurs années.

Je suis infiniment reconnaissant envers M. Jean Raffray, technicien de l'Equipe qui m'a formé dans la logistique de terrain et la préparation des missions. Jean fait partie des personnes qui m'ont beaucoup soutenu dans ma carrière.

Je voulais profiter de cette occasion pour remercier vivement Monsieur Ibrahima Sow, ancien acousticien du CRODT pour ses conseils et ses encouragements. Il m'a considéré comme son propre fils et n'a cessé de prier pour ma réussite. Qu'il trouve ici toute ma reconnaissance.

Je remercie le LEMAR (Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin) de Brest en la personne du Directeur Olivier Ragueneau et sa directrice adjointe Mme Anne Lebourges-Dhaussy pour m'avoir permis de consacrer 70% de mes activités dans la réalisation de ma thèse. Je remercie par la même occasion le Dr Patrice Brehmer, coordinateur du programme AWA à Dakar, représentant local du LEMAR pour sa compréhension et ses encouragements et soutiens.

Cette thèse n'aurait jamais pu avoir lieu sans les pêcheurs professionnels de l'Equipe de l'UMR LEMAR de l'IRD à Dakar au Sénégal. Cette équipe, avec comme chef Mbaye Mbengue et comme pilotes César Tendeng et Anso Mané, a toujours été maintenue pour effectuer les campagnes de pêche expérimentale dans l'estuaire du Sine Saloum en particulier dans l'AMP de Bamboung. Qu'ils trouvent ici toute ma reconnaissance.

Je n'oublierai pas Mme Ndoumbour Gning-Cissé pour son aide, son soutien et ses encouragements.

Je souhaite aussi remercier les différents instituts et organismes qui ont encadré et soutenu ce doctorat, de sa genèse jusqu'à son aboutissement.

Je commencerai d'abord par citer l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), notamment le centre de Dakar au Sénégal et ses représentants successifs. Je veux nommer particulièrement M. Georges de Noni et ses deux successeurs M. Yves Duval et M. Laurent Vidal ainsi que l'administrateur Mme Cécile Giorgi-Mesquida qui ont défendu le financement des thèses des agents de recrutement local à travers la formation permanente.

Ma plus grande gratitude revient aux organisations mentionnées ci-dessous et aux personnes qui ont participé aux missions de pêche expérimentale permettant la collecte de données analysées dans ce travail mais aussi au financement des programmes de recherche scientifique.

Sénégal : Pour l'IUPA, un grand merci aux Pr Malick DIOUF, directeur de l'IUPA et Pr Alassane SARR responsable du MASTER II Ecologie et gestion des écosystèmes aquatiques qui m'ont permis d'avoir droit à une inscription en thèse. Pour le CRODT, dans le cadre du partenariat IRD/ISRA, nous sommes accueillis dans les locaux du CRODT. Je tiens à remercier d'abord Dr Hamet Diaw Diadhio (ex-Directeur) et Dr Massal Fall (Directeur) pour la bonne collaboration. Merci à tous les agents du CRODT pour l'entente et la bonne ambiance de travail. Pour le PRCM, je voulais remercier le Dr. Ahmed Sanhoury, M. Barthélémy Batieno, Mr. Amadou Touré ; pour le Master GIDEL, le Pr Alioune Kane ; pour la DAMCP, le Colonel Abdoulaye Diop et toute son équipe pour leurs encouragements ; pour le RAMPAO, Dr Dominique Duval-Diop et l'ensemble de son équipe ; pour la FIBA, Dr Charlotte Karibuhoye ; pour la CSRP, M. Hamady Diop ; pour la faculté des sciences de l'Université de Dakar, Pr Tidiane Ba, Pr Ibnou Ndiaye et M. Younouss Sène.

Guinée Bissau : Pour le CIPA, le Directeur M. Vitorino Assau Nahada, les chercheurs Rita Funny, Mario Abel Nabe, Abrigo Menda, le pêcheur Duarte et la volontaire Céline Navarro. Pour la FIBA, M. Quintino Tchanchalan. Pour l'ONG TININGUENA, M. Emmanuel Ramos, Mme Sabadou Vaz et l'équipe de pêche basée à Formosa. Pour l'IUCN, M. Pablo Chavance, M. Mathieu Ducroq et M. Frédéric Airaud.

J'adresse aussi mes vifs remerciements aux collègues qui ont tour à tour géré le service de la formation permanente de l'IRD à Dakar. J'ai su profiter pleinement des formations permanentes grâce à leurs conseils et leur défense. Je veux nommer Mme Ngoné Niang, M. Abdoulaye Ann, Mme Aline Dieng et M. Mathieu Ndigue Faye.

Le pôle informatique a aussi contribué à l'avancement de cette thèse. Pour leurs aides précieuses dans l'entretien de mes outils informatiques et l'accès facile à la base bibliographique de l'IRD, je remercie beaucoup Richard Koutoungoumina, Ibrahima Diop et Mamadou Sarr. Ils ont été très serviables. Qu'ils trouvent ici toute ma reconnaissance.

Mes remerciements vont à l'endroit de Mme Véronique Giraudet-Fall (Pôle administration), Mme Aïda Diagne (Pôle RH), Mme Zeynabou Ly (Mission et voyage) et les collègues du Pôle Santé et qualité, de l'Agence comptable, du Pôle gestion, du garage, du courrier pour leur facilitation et leurs soutiens.

Je remercie aussi mes collègues et amis Mamadou Moustapha Sané, Francis Do Régo, Demba Faye, Jacques Hubert Diémé, Omar Baldé, Mouhamadou Baba Sow, Mme Khady Diop-

Diouf, Mme Mariama Guèye des laboratoires de recherche de l'IRD. La liste n'est pas exhaustive.

À mon oncle Lansana SADIO, un ancien chef de poste de contrôle des pêches de Mbour au Sénégal. C'est lui qui m'a orienté en océanographie. Sa confiance, sa générosité et surtout ses conseils de sage m'ont soutenu dans tous les moments difficiles dans ma carrière.

Je suis infiniment reconnaissant envers plusieurs familles qui m'ont hébergé durant toute ma carrière. Je veux citer : (1) la famille de mon défunt oncle Moussa SADIO et ses épouses à Baconding, (2) la famille de mon défunt oncle Doudou Edouard SADIO et ma tante Diatou Mané de Birkama en Casamance, (3) la famille de Hervé MANE et ma tante Fanta MANE à Ziguinchor, (4) la famille de mon défunt oncle Mfally SADIO et ma tante Coumba BIAYE à Sédhiou en Casamance, (5), la famille de mon oncle Ansoumana DIATTA et ma tante Aïda Kéita à Mbour, (6), la famille de mon oncle Malamine MANE et sa défunte épouse Diontang à Thiarye Sur Mer Dakar, (7) la famille de mon défunt beau frère Salif Badiane et son épouse Fatou MANE aux parcelles assainies à Dakar, (8) la famille de mon beau père Youssouph Mandiang et ma tante Mama MANE aux HLM Grand Yoff de Dakar, la famille de mon défunt oncle Aliou Ba et sa femme Fatou Doucouré à Mbao, la famille de mon beau frère Mamadou Abdoulaye Sow et sa femme Khady Sadio.

Je remercie mon beau frère Moustapha Mansaly et son épouse Fatoumata SADIO sans oublier leurs enfants Gniara, Sinarita, Anzanty, Ouibiguine et Agokolly pour leur hospitalité lors de mes passages à Aulnay-sous-bois à Paris.

Je remercie mes amis Youcouba Diatta, Malang Diambang, Ibrahima Pape Sadio, Ainsa Diatta, Meissa Fall, Professeur Alphonse Sagna, Yacine Thiongane, Ndèye Binta Sadio, Mme Kahdy Diouf-Gouriaby, Héléne Dione, Arame Soumaré, Katy Aïdara, pour leur soutien et leurs encouragements.

J'espère que je n'ai oublié personne...

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION GENERALE.....	12
I.1. CONTEXTE DE L'ETUDE	14
I.2. ÉTAT DE L'ART SUR LES AMP	15
I.3. LES AMP EN AFRIQUE DE L'OUEST	21
I.4. LA DEMARCHE DE L'ETUDE	28
II. METHODOLOGIE GENERALE.....	32
II.1. CARACTERISTIQUES GENERALES DES 3 AMP ETUDIEES	34
II.2. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	40
II.3. TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES	53
III. ETUDE DE.....	56
L'ENVIRONNEMENT	56
AQUATIQUE DES AMP	56
III.1. LE CAS DE L'AMP DE BAMBOUNG	60
III.2. LE CAS DE L'AMP DE BAMBOUNG ET LE BOLON DE SANGAKO	63
III.3. LE CAS DU PNBA	66
III.3. LE CAS DE L'AMP D'UROK	68
III.5. DISCUSSION	73
III.6. CONCLUSION	75
IV. EVALUATION DE L'EFFICACITE D'UNE AMP COMME OUTIL DE RESTAURATION DES RESSOURCES MARINES	78
IV.1. APPROCHE PAR ANALYSE TEMPORELLE.....	82
IV.2. APPROCHE PAR ANALYSE SPATIALE.....	104
V. EVALUATION DE L'EFFICACITE D'UNE AMP COMME OUTIL DE GESTION DES STOCKS HALIEUTIQUES.....	124
V.1. APPROCHE PAR EVOLUTION DES RENDEMENTS	128
V.2. APPROCHE PAR AMELIORATION DE LA REPRODUCTION	146
VI. SYNTHESE DES RESULTATS	158
VI.1. AMP COMME OUTIL DE RESTAURATION DES RESSOURCES MARINES	162
VI.2. AMP COMME OUTIL DE GESTION DES STOCKS HALIEUTIQUES	166
VII. DISCUSSION	170
VII.1. EFFICACITE DES AMP COMME OUTIL DE RESTAURATION DES RESSOURCES MARINES	174
VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	188
BIBLIOGRAPHIE	196
ANNEXES	236

Sigles et Acronymes

ACPn	Analyse en Composantes Principales normées
AMP	Aire Marine Protégée
AMPHORE	Aires Marine Protégée et gestion Halieutique par Optimisation des Ressources et des Ecosystèmes
AWA	Ecosystem Approach to the management of fisheries and the marine environment in West Africa
CAMES	Conseil Africain et Malgache pour l'Enseignement Supérieur
CARTEL	Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques
CEPIA	Construire Ensemble une gestion des Pêches Intégrant les AMP
CIPA	Centre d'Investigation et d'Application de la Pêche
CRODT	Centre de Recherche Océanographique de Dakar Thiaroye
CSRP	Commission Sous Régional des Pêches
DAMCP	Direction des Aires Marines Communautaires Protégées
FIBA	Fondation International du Banc d'Arguin
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GIBAO	Groupe Indicateurs Biologiques d'Afrique de l'Ouest
GPS	Global Positioning System
IMROP	Institut Mauritanien de Recherche Océanographique et de Pêches
IBAPA	Impact de l'AMP de Bamboung sur les Activités de Pêche Artisanale
INPA	Institut Nationale de la Recherche Agronomique
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
ISRA	Institut Sénégalais de Recherche Agricole
IUEM	Institut Universitaire Européen de la Mer
IUPA	Institut Universitaire de Pêche et d'Aquaculture
LEMAR	Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin
MARBEC	Marine Biodiversity Exploitation and Conservation
MEL	Milieux Estuariens et Lagunaires
MPAM	Ministère de la Pêche et des Affaires Maritimes
ONG	Organisation Non Gouvernementale
PACOBA	Projet d'Approfondissement des connaissances scientifiques de l'écosystème du Golfe du Banc d'Arguin

PNBA	Parc National du Banc d'Arguin
PPEAO	Système d'informations sur les Peuplements de poissons et la Pêche artisanale des Ecosystèmes estuariens, lagunaires ou continentaux d'Afrique de l'Ouest
PRAO	Programme régional des Pêches en Afrique de l'Ouest
PRCM	Programme Régional de Conservation de la zone Marine et Côtière
RAMPAO	Réseau Régional d'Aires Marines Protégées en Afrique de l'Ouest
RAP	Réponses adaptatives des populations et des peuplements de poissons aux pressions de l'environnement
SR	Sex-ratio
ST	Senne tournante
UBO	Université de Bretagne Occidentale
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UMR	Unité Mixte de Recherche
UNESCO	Organisation des Nation Unies pour l'Education, la Science et la Culture
UR	Unité de Recherche
ZEE	Zone Economique Exclusive
ZPP	Zone de Pêche Protégée

I. INTRODUCTION GENERALE

I.1. Contexte de l'étude

Notre étude entre dans le cadre des programmes développés par l'UMR LEMAR en Afrique de l'Ouest (contrats IRD/UICN/CSRP et IRD/UICN/Océanium et fonds propres IRD). Les activités du laboratoire LEMAR en Afrique de l'ouest sont une partie intégrante de celles de l'UMR LEMAR qui a pour mission l'étude intégrée du fonctionnement des écosystèmes. Il s'agit plus précisément de comprendre et prédire les impacts des changements globaux (eutrophisation, changement climatique, espèces invasives,...) sur les écosystèmes marins et les cycles bio-géochimiques, et leurs effets en retour. La démarche scientifique de l'UMR LEMAR s'appuie sur une approche multi-outil : observation de terrain, expérimentation en laboratoire, calibration de traceurs (proxies) et modélisation. L'approche mise en place est complète et intégrée car elle va de l'étude du fonctionnement des écosystèmes benthiques à celle des écosystèmes pélagiques, de l'étude des virus à l'étude des prédateurs supérieurs et cela depuis les rivières jusqu'à l'océan ouvert, avec des études focalisées sur les interfaces océan-atmosphère, océan-continent et eau-sédiment. Les thématiques abordées vont de la chimie marine à la biogéochimie et l'hydrodynamisme, ce qui traduit la pluridisciplinarité de l'UMR LEMAR. Ses activités en Afrique de l'Ouest font suite à celles de l'unité RAP (Réponses Adaptatives des populations et des peuplements de poissons aux pressions de l'environnement) de l'IRD, qui avait pour problématique principale de comprendre les réponses des individus, des populations et des peuplements de poissons à des perturbations d'origine naturelle (variations climatiques affectant l'hydrologie et la salinité) et/ou anthropique (hyperhalinité, exploitation par la pêche, pollution de l'eau).

Pour mieux comprendre et expliquer les réponses biologiques, l'ex-UR RAP a porté son attention sur les indicateurs biologiques de l'état des populations et des peuplements en associant l'étude de la physiologie au niveau individuel, des traits de vie au niveau populationnel et de l'organisation au niveau peuplement (nature du peuplement et de sa phase exploitée). L'ampleur des perturbations subies par les peuplements de poissons est évaluée par un ensemble d'indicateurs construits dans le cadre du projet GIBAO (Groupe Indicateurs Biologiques d'Afrique de l'Ouest) du PRCM (Programme Régional de Conservation de la zone Marine et Côtière) de 2005 à 2008. L'objectif était la réalisation d'un outil de calcul d'indicateurs biologiques d'état de santé des écosystèmes. Parallèlement à la recherche de réponses biologiques, l'ex-UR RAP s'est intéressée à la question des Aires Marines Protégées (AMP) dans la cadre du projet "Narou Heuleuk" (la part de demain), proposé et piloté par «

Océanium ». Ce projet avait un double objectif de mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) et la sensibilisation des pêcheurs artisans à une gestion durable de l'environnement marin. L'UMR LEMAR s'était aussi intéressée de 2008 à 2012, dans le cadre du projet AMPHORE, à l'étude de l'efficacité des AMP à des fins halieutiques. Les modèles ciblés en Afrique de l'Ouest sont le parc national du banc d'Arguin (Mauritanie) et l'AMP de Bamboung (Sénégal). La nécessité de la compréhension du rôle des AMP en Afrique de l'Ouest a amené l'UMR LEMAR à s'intéresser aussi à l'AMP des îles d'Urok (Guinée Bissau). Le besoin d'approfondir l'ensemble des résultats issus de l'étude des AMP en Afrique de l'Ouest justifie la présente thèse.

1.2. État de l'art sur les AMP

L'abondance des stocks pêchés est inférieure au niveau requis pour assurer le rendement maximal équilibré (FAO 2014). Cela signifie que ces stocks sont pleinement exploités ou surexploités (Pauly et al. 1998 ; Jackson et al. 2001 ; Christensen et al. 2003 ; Pauly 2007 ; FAO 2014). Pourtant, la mise en place de mesure de gestion de la biodiversité (contrôle du maillage des filets, repos biologique, système de quotas, interdiction des pratiques de pêche illicites, non contrôlées, non déclarées, ...) par les décideurs a commencé depuis le début du XX^{ème} siècle grâce à la tenue de plusieurs conférences internationales: Ramsar en Iran (1971), Stockholm en Suède (1972), Nairobi au Kenya (1982), Rio de Janeiro au Brésil (1992, 2012), Johannesburg en Afrique du Sud (2002), Durban en Afrique (2003), Nagoya au Japon (2010), Sydney en Australie (2014).

Au regard des problèmes liés aux changements climatiques, à la forte pression de pêche sur les ressources halieutiques, à la destruction des habitats marins par les mauvaises pratiques de pêche, la protection des composantes ressource et habitat se pose avec beaucoup d'acuité (Coll et al. 2008 ; Hadley 2009 ; Hansen 2010 ; Pauly et Froese 2012). L'ensemble de ces problèmes est aujourd'hui une préoccupation majeure à travers le monde et la meilleure solution préconisée à ce jour serait la mise en place d'AMP (Gaines et al. 2010 ; Sanders et al. 2011 ; Weigel et al. 2014 ; Lu et al. 2014). Le concept d'AMP est apparu pour la première fois dans le cadre de la convention des Nations Unies sur les droits de la mer en 1982, dans l'espoir de reconstituer les stocks halieutiques et leurs habitats dégradés. La conférence de Nagoya a abouti à l'adoption d'un protocole (le protocole de Nagoya) sur l'accès aux ressources et le partage des avantages tirés de la biodiversité et l'établissement d'objectifs pour 2020. Ces objectifs phares, dénommés « Objectifs d'Aichi » (au nombre de

20), ont été fixés au cours de cette rencontre. Ils constituent le nouveau plan stratégique pour la biodiversité à l'échelle de la planète pour la période 2011-2020. Ce plan stratégique est effectivement précisé par les objectifs 6 et 11. Objectif 6: *«D'ici à 2020, tous les stocks de poissons et d'invertébrés et plantes aquatiques sont gérés et récoltés d'une manière durable légale et en appliquant des approches fondées sur les écosystèmes, de telle sorte que la surpêche soit évitée, que des plans et des mesures de récupération soient en place pour toutes les espèces épuisées, que les pêcheries n'aient pas d'impacts négatifs marqués sur les espèces menacées et les écosystèmes vulnérables, et que l'impact de la pêche sur les stocks, les espèces et les écosystèmes reste dans des limites écologiques sûres.»* Objectif 11: *«D'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation efficaces par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin.»* Il s'agit, entre autres, d'arriver à une réduction de la pression de pêche sur la diversité biologique et à une mise en place de plans de sauvegarde de la biodiversité à travers la création d'aires terrestres et marines protégées.

On parle d'AMP quand l'espace géographique bénéficiant d'un statut de protection comprend en majorité ou en totalité une zone marine. Les premières définitions ont été données à l'occasion du 4^{ème} Congrès sur les parcs nationaux et les aires protégées qui s'est tenu à Caracas, au Venezuela, en février 1992. L'UICN a alors défini une AMP comme étant *«toute zone intertidale ou subtidale et ses eaux sus-jacentes auxquelles sont associées la flore, la faune, ainsi que ses particularités culturelles et historiques, qui a été réservée par une disposition législative ou par tout autre moyen efficace, pour protéger une partie ou l'ensemble de l'environnement délimité»*. (Kelleher 1999). Au fil des années, cette définition a connu plusieurs évolutions (Badalamenti et al. 2000 ; Francour et al. 2001) surtout en fonction des objectifs de création (conservation, préservation). Récemment, l'UICN a proposé la définition suivante : *«une AMP est un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et administré, juridiquement ou par d'autres moyens efficaces, qui a pour but de conserver à long terme la nature, les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés (Dudley 2008). Les AMP sont devenues de plus en plus populaires et répandues à travers le monde (Deguignet et al. 2014). Le nombre total d'AMP est passé à 1300 en 1995 (Kelleher et al. 1995). En 2014, 3,41% des zones marines du monde sont protégées*

(Deguignet et al. 2014). Les progrès réalisés dans les dernières années ont été stimulés par l'addition de grandes aires marines protégées en mer, en complément des nombreux petits sites qui existent dans les eaux côtières de nombreux pays (Deguignet et al. 2014 ; Juffe-Bignoli et al. 2014).

Les objectifs de création des AMP sont divers et peuvent apparaître comme conflictuels, et les scientifiques et gestionnaires se sont interrogés sur leur efficacité, notamment comme outils de restauration de la biodiversité et de gestion durable des ressources halieutiques. Les effets bioécologiques et halieutiques des AMP peuvent être ressentis à l'intérieur comme à l'extérieur de leur frontière, à la fois localement et à grande échelle (Evans et Russ 2004 ; Claudet et al. 2006 ; Halpern 2003 ; Lester et al. 2009 ; Rife et al. 2013 ; Ecoutin et al. 2014). Les résultats issus des études bioécologiques des AMP sont quelquefois controversés (Lester et al. 2009 ; Saarman et al. 2013 ; Willis 2013).

Gascuel et Hénichart (2011) ont fait une étude sur l'état de l'art du rôle des AMP dans la gestion des pêches. Ils ont montré cette diversité des AMP et précisé l'existence d'une variété de situations et d'effets liés au statut, à la dimension, au degré de conservation, à l'étendue de la protection et au mode de régulation. Ils ont souligné l'existence d'une différence entre les effets théoriques et les effets réels des AMP. Ils ont noté une variation des effets biologiques liée, entre autres, aux facteurs propres à chaque AMP (taille, localisation, niveau de conservation), aux espèces protégées, aux actions anthropiques et à la gouvernance. Dans cette synthèse, les auteurs ont souligné que les effets biologiques des réserves intégrales sont plus faciles à analyser que ceux des restrictions spatio-temporelles ou des AMP multi-usages. Selon les deux auteurs, on parle d'effets positifs d'une AMP lorsqu'on constate une augmentation de la richesse spécifique, de l'abondance ou de la taille moyenne des poissons et invertébrés marins au sein des AMP, surtout pour les espèces ciblées par la pêche. L'augmentation du potentiel reproducteur, l'accroissement de l'abondance des prédateurs, le maintien des traits d'histoire de vie sont d'autres effets positifs des réserves soulignés par les deux auteurs. Ils ont ajouté sur la liste des effets positifs, le déplacement des individus adultes vers l'extérieur (effet «spillover» ou de débordement) et la diffusion des larves qui peuvent contribuer à une augmentation de la biomasse aux alentours des réserves. Ce phénomène "Spillover" est favorisé par une forte densité au sein des AMP, la mobilité des espèces et la connectivité des habitats (Millard et Willis 1999 ; McClanahan et Mangi 2000 ; Forcada et al. 2009 ; Mesnildrey et al. 2010 ; Grüss 2014). En revanche, selon ces deux auteurs, les

interactions entre les espèces induisant des effets complexes (cascade trophique), les difficultés à appréhender les effets de réserve sur les habitats, l'importance de la durée de protection, la perte des effets positifs en cas de suppression de l'AMP-réserve, le maintien à long terme du mécanisme de gestion sont autant d'éléments à prendre en considération dans l'étude des effets des AMP. La mise en place de grandes AMP, les restrictions spatiotemporelles et saisonnières, la régulation de l'ensemble des activités anthropiques au sein des AMP sont autant de questions développées dans la synthèse de Gascuel et Hénichart (2011).

Garcia et al. (2013), dans le livre intitulé "Les aires marines protégées et la pêche: Bioécologie, socioéconomie et gouvernance", ont décrit "l'état de l'art" des connaissances concernant les interactions entre la pêche et les AMP afin de mieux comprendre leur rôle potentiel dans l'utilisation durable des ressources. En ce qui concerne les aspects bioécologiques, les auteurs ont souligné la confusion des genres sur les notions d'AMP et de Réserves de pêche. Selon les auteurs, le terme "AMP" est utilisé approximativement dans la littérature et par les pays pour désigner soit : (i) des aires de protection spéciales de la biodiversité, d'espèces vulnérables et des habitats, souvent des réserves strictes; (ii) les parcs marins, réserves de biosphère, sanctuaires marins, les réserves naturelles, les zones humides de la Convention Ramsar, ou celles placées dans le Patrimoine de l'Humanité de l'UNESCO; et (iii) des restrictions spatiales de la pêche, permanentes ou pas (réserves de pêche, refuges, cantonnements, fermetures saisonnières, etc.) destinées, en général, à optimiser la gestion d'une ressource particulière. Ils ont souligné que les Réserves de pêche sont incluses dans les restrictions spatio-temporelles (RST) conventionnelles de la pêche qui sont un instrument traditionnel de gestion des pêches. L'établissement et la mise en œuvre de ces dernières semblent poser moins de problèmes de gouvernance que les AMP mais leur acceptabilité sociale et l'efficacité ne sont pas vérifiées. Ainsi, pour éviter toute confusion, Garcia et al. (2013) utilisent le terme "AMP" uniquement dans le sens d'aires de protection de la biodiversité. Le rôle changeant des AMP et des RST a été souligné dans ce livre par les auteurs qui ont mis en exergue la mauvaise gestion des AMP et leur inefficacité face aux pressions anthropiques quelles soient directes ou indirectes. Les réticences de nombreuses communautés de pêcheurs vis-à-vis des AMP, les innovations institutionnelles requises pour l'introduction des AMP constituent un obstacle à l'atteinte des objectifs d'une AMP. En plus, la conciliation entre la pêche (production) et les AMP (conservation) a fait l'objet d'un développement dans ce livre et les auteurs ont souligné que les AMP et la pêche n'ont pas,

dans l'ensemble, fait bon ménage, bien que complémentaires. Ils ont signalé que le contexte a finalement évolué durant la dernière décennie car la plupart des organismes internationaux ont jeté les bases d'une meilleure compréhension des AMP. Il s'est agi de promouvoir des approches plus consensuelles et plus intégrées de la gestion de la pêche et des AMP pour améliorer leurs performances en ce qui concerne la conservation de la biodiversité et l'utilisation durable de la pêche. Malgré les difficultés objectives, on note une évolution favorable dans le rapprochement entre conservation et exploitation halieutique ouvrant les perspectives d'une meilleure synergie, a ajouter Garcia et al. 2013. Ils dressent un bilan aussi clair que possible des connaissances sur les effets (positifs ou négatifs) des AMP sur la pêche et ses ressources, entre autres, en s'appuyant sur une large revue de la littérature scientifique et sur des cas d'étude. Cela a contribué à une meilleure compréhension du rôle des AMP dans la gestion de la pêche et de la nécessité d'assurer une synergie entre une exploitation durable des ressources marines et la conservation de la biodiversité. Après avoir largement parlé des concepts d'AMP (définitions, principes régissant les AMP, types d'interventions possibles dans les AMP, défis particuliers, objectifs, caractérisation et typologie des AMP, assignation et déclaration) et de RST (contrainte spatiale de la pêche, objectifs, typologie), les auteurs sont revenus, entre autres, sur les effets bioécologiques des AMP et des RST sur les ressources exploitées étudiés par Didier Gascuel, Laura-Mars Hénichart, Lucie Mesnildrey et Olivier Le Pape, dans la deuxième partie du document intitulé « Approche bioécologique ». Ils ont noté que du strict point de vue de la pêche et sous l'angle bioécologique, AMP et RST peuvent globalement avoir les conséquences suivantes: un accroissement limité des biomasses exploitables, lié à l'effet « Spillover » surtout à proximité de la réserve, un accroissement et une plus grande stabilité du recrutement liés à la protection des reproducteurs dans la réserve, une réduction globale de la mortalité par pêche, lorsque la réserve concerne des zones de forte concentration des biomasses et/ou des zones de forte capturabilité, la constitution d'une biomasse de sécurité, véritable réserve « assurance risque », la protection d'espèces d'intérêt halieutique fragiles et une régulation des prises accessoires. L'approche socioéconomique (Jean Boncoeur et Frédérique Alban) et les aspects liés à la gouvernance des AMP (Serge M. Garcia, Bertrand Cazalet, François Féral, Serge Beslier) sont largement développés par Garcia et al. (2013).

Bonnin et al. (2015) ont centré leur étude sur les défis scientifiques et enjeux sociétaux des aires marines protégées ouest africaines (Algérie, Maroc et Sénégal) pour apporter un éclairage interdisciplinaire sur le développement des AMP. Après avoir parlé des intérêts des

AMP dans les secteurs côtiers et estuariens (amélioration du recrutement des espèces adultes, exportation de larves), de la place des écosystèmes de mangrove dans les AMP (protection d'habitats essentiels), des aires marines protégées face aux changements climatiques (résilience territoriale vis-à-vis du changement climatique pour la sélection des AMP), de la place des AMP dans la lutte contre les pressions naturelles et anthropiques qui menacent l'équilibre de nombreux écosystèmes, les auteurs se sont intéressés aux bénéfices attendus et réels des AMP en Afrique de l'Ouest. Dans le chapitre 6 du document, Laë et al. (2015) ont fait savoir qu'il y a une diversité de points de vue des chercheurs de disciplines diverses sur la question des AMP et une grande difficulté à mettre en évidence des effets clairement positifs et significatifs. Selon les auteurs, cette difficulté s'explique par la position des AMP situées dans des zones côtières ou estuariennes à forte variabilité environnementale tant quotidienne (marée) que mensuelle (cycle lunaire) ou saisonnière (saisons marines ou saisons hydroclimatiques). En plus, ces AMP estuariennes et côtières servent de zone de nurserie où un cycle naturel se met en place avec des entrées massives de juvéniles d'origine marine, un recrutement en provenance de l'extérieur et de l'intérieur, du grossissement des juvéniles, une baisse importante des biomasses et des abondances suite à des migrations liées à la reproduction en milieu marin. D'autres thématiques telles que : "De la conservation à la concertation. Quelle AMP pour quelle gouvernance territoriale au Sénégal?", "Pêche migrante et aires marines protégées en Afrique de l'Ouest", "Pour une conservation des écosystèmes et une bonne gestion de la pêche. L'exemple du Sénégal", "Conserver la ressource halieutique ou les privilèges? L'exemple du parc national d'El Kala (Algérie)", "Les AMP : nouvelle outil de gouvernance côtière? Le cas du Maroc.", "Des AMP pour la résilience des écosystèmes" sont aussi développées dans Bonnin et al. (2015).

Dans le cadre de cette thèse, nous nous limiterons aux aspects bioécologiques des AMP. Dans ce cas, deux phénomènes majeurs sont étudiés : le rôle des AMP comme outil de restauration des ressources halieutiques et le rôle des AMP comme outil de gestion halieutique. Le premier cas consiste à montrer que la mise en place d'une AMP dans une zone où la ressource halieutique se fait rare peut permettre de restaurer cette ressource dégradée par des pressions anthropiques (activités de pêches intensives ou dégradation des habitats). Le deuxième cas consiste à prouver que l'interdiction ou la réglementation des activités de pêche dans une zone peut améliorer les rendements des pêches effectuées à l'intérieur ou à proximité de cette zone fermée. En effet, dans un contexte de conservation des ressources, on part du principe que la zone à protéger a perdu son importance écologique suite à une

dégradation des ressources et/ou de leurs habitats. Dans un contexte d'exploitation, la réglementation de l'accès des pêcheurs à la ressource dans une zone doit contribuer à une amélioration durable des rendements des pêcheurs qui opéraient dans la dite zone. En milieu marin, les effets bioécologiques des AMP se définissent comme étant l'ensemble des incidences positives et négatives engendrées par la mise sous protection réglementaire d'un espace maritime (Francour 2000). Ces effets se traduisent par un ensemble de modifications sur les communautés biologiques et sur leur habitat (Wickel 2008). L'ensemble de ces modifications est communément désigné par le terme «effet réserve» (Francour 2000).

Les effets des AMP sont évalués au moyen d'analyses multifactorielles, de modélisation trophodynamique et/ou d'indicateurs bioécologiques, quel que soit le type de milieu tempéré ou tropical (Pelletier et al. 2008 ; Claudet et al. 2010 ; Pierpaolo et al. 2013 ; Ecoutin et al. 2014). Les effets des AMP sont évalués à l'intérieur (Babcock et al. 2010 ; Hoskin et al. 2011, Ecoutin et al. 2014) comme à l'extérieur de leur frontière (Abesamis et al. 2006 ; Watson et al. 2009 ; Sciberras et al. 2013) mais aussi à l'échelle des écosystèmes (Schroeder et Love 2002 ; Graham et al. 2003 ; Evans et Russ 2004). L'efficacité est aussi évaluée au niveau des populations (Branch et Odendaal 2003 ; Guidetti 2006 ; Di Franco et al. 2009 ; Molloy et al. 2009 ; Ault et al. 2013 ; Harmelin-Vivien et al. 2015) et des peuplements (Claudet et al. 2006 ; Alós et Arlinghaus 2013 ; Ecoutin et al. 2014 ; Sadio et al. 2015) et de l'écosystème (structure et fonction) (Pelletier et al. 2005). Les méthodes d'évaluation sont multiples et reposent sur des échantillonnages temporels pour faire une comparaison avant-après la mise en réserve d'une zone (Micheli et al. 2004 ; Eddy et al. 2014) et d'échantillonnages spatiaux pour faire une comparaison entre l'intérieur et l'extérieur d'une AMP (Harmelin-Vivien et al. 2008 ; Guidetti et al. 2014). Plusieurs indicateurs bioécologiques sont définis pour évaluer l'efficacité des AMP (Pomeroy et al. 2005).

1.3. Les AMP en Afrique de l'Ouest

L'écorégion marine d'Afrique Occidentale s'étend sur 3 500 km de côte et couvre aujourd'hui 7 pays : la Mauritanie, le Sénégal, la Gambie, le Cap-Vert, la Guinée Bissau, la Guinée et la Sierra Léone (Diop 1990). Elle présente une grande variété d'habitats, d'immenses prairies d'algues au nord, en passant par des falaises rocheuses et de grandes plages de sable jusqu'aux mangroves et estuaires bien développés au sud (Bojang et Ndeso-Atanga 2009 ; Labrosse et al. 2010 ; Dieye et al. 2013). Ces écosystèmes marins côtiers ont connu de profonds bouleversements durant les quatre dernières décennies liés aux effets

naturels (changements climatiques) et anthropiques (activités humaines) (Pennober et al. 2005 ; FAO 2007 ; Coll et al. 2008 ; Hadley 2009 ; Pauly et Froese 2012).

Il résulte de ces pressions un profond déséquilibre des écosystèmes côtiers ouest africains qui se traduit par une diminution drastique des principaux stocks exploités, une pollution littorale et une hypersalinisation des eaux dans certains milieux (Albaret et Ecoutin 1990 ; Lobry et al. 2003 ; Lotze et al. 2006 ; Bodiguel et al. 2009 ; Nicolas et al. 2010 ; Meissa et Gascuel 2015).

Face à cette situation, les pays de l'Afrique de l'Ouest, à l'instar d'autres pays du monde, ont ratifié plusieurs conventions internationales sur la conservation et à l'utilisation durable des milieux marins et de leurs biodiversités. La stratégie de la conservation et de la préservation de la biodiversité a débuté par la création de parcs nationaux et de réserves naturelles. Ces efforts se sont accentués par la création d'un réseau d'AMP en Afrique de l'Ouest (RAMPAO). Ce réseau concerne 7 pays (Mauritanie, Sénégal, Gambie, Cap-Vert, Guinée Bissau, Guinée, Sierra Léone), sa mission est d'«assurer à l'écorégion marine de l'Afrique de l'Ouest le maintien d'un ensemble cohérent d'habitats critiques nécessaires au fonctionnement dynamique des processus écologiques indispensables à la régénération des ressources naturelles et la conservation de la biodiversité au service des sociétés» (Tendeng et Karibuhoye 2012). Le réseau est composé de Parcs Nationaux, de Réserves Naturelles, d'Aires Marines Protégées communautaires, de zones humides, de Sanctuaires de faune, d'Aires de Patrimoine Autochtone et Communautaire. Plus d'une trentaine d'AMP ont été créées dans la sous-région avec l'appui des États et des ONG. Il existe d'autres types d'AMP dénommées Zones de Pêche Protégée (ZPP) au Sénégal mis en place par le projet PRAO (Programme Régional des Pêches en Afrique de l'Ouest). Ce sont des AMP caractérisées par un mode de gouvernance basé sur la cogestion. Elles peuvent être classées dans une des six catégories d'AMP définies par l'UICN.

Dans le cadre de cette thèse, seules les AMP membres du RAMPAO seront prises en considération dans la description des AMP en Afrique de l'Ouest. Il faut préciser que la Sierra Leone, bien que membre du réseau, ne dispose pas encore d'AMP. D'après Tendeng et Karibuhoye (2012), 13% des eaux territoriales des 6 pays sont protégées par les AMP en 2011. Les 25 AMP membres du RAMPAO couvrent une superficie de 2 197 147 ha dont 1 173 617 ha en zones côtières et estuariennes, et 1 019 624 ha en mer. Ces AMP sont regroupées dans 3 zones : une zone nord, une zone centre et un zone Sud. La zone nord, avec

4 AMP (Mauritanie et Cap-Vert), couvre 1 377 114 ha dont 589 569 ha en eau côtière et estuarienne, et 787 545 ha en mer. La zone centre est composée de 13 AMP (Sénégal et Gambie) qui couvrent une superficie de 212 876 ha dont 173 311 ha en eau côtière et estuarienne, et 39 565 en mer. Les huit AMP (Guinée, Guinée Bissau) créées dans la zone sud occupent une superficie de 410 737 ha en eau côtière et estuarienne, et 196 420 ha en mer, soit un total de 607 157 ha. La taille des AMP du réseau varie de 41 ha (Parc national des îles de la madeleine au Sénégal) à 1 208 495 ha (Parc National du Banc d'Arguin en Mauritanie). Mis à part le Cap Blanc en Mauritanie, Joal-Fadiouth au Sénégal, les îles de Loos en Guinée et João Vieira Poilão en Guinée Bissau, toutes les autres AMP du réseau sont entièrement situées en zone côtière et estuarienne (Tendeng et Karibuhoye 2012). En termes de superficie protégée par pays, la Mauritanie domine (1 317 780 ha) suivie par la Guinée Bissau (495 601 ha), le Sénégal (171 075 ha), la Guinée (111 556 ha), le Cap-Vert (59 335 ha) et la Gambie (41 800 ha).

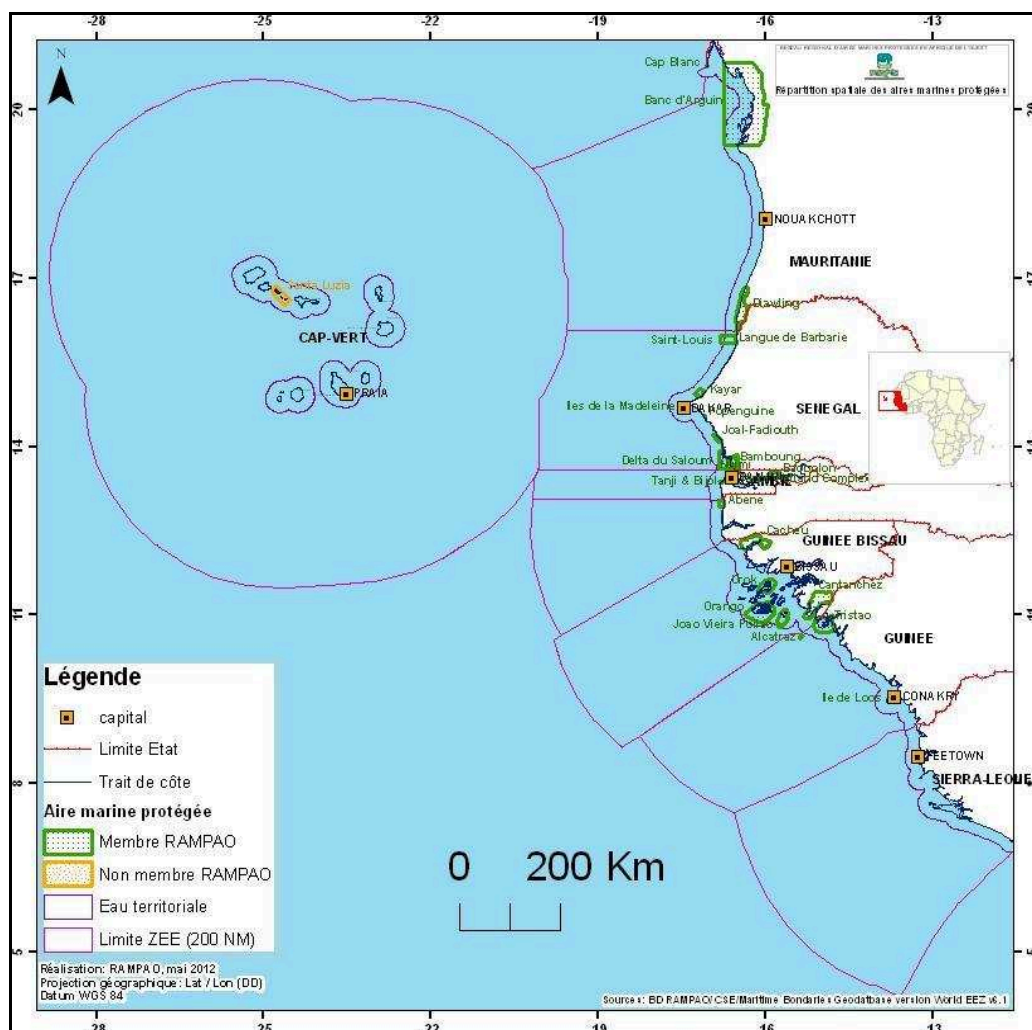


Figure 1: Répartition spatiale des AMP membres et non membres du RAMPAO (Tendeng et Karibuhoye 2014).

I.3.1. Les AMP au Sénégal

Avec une façade maritime d'environ 718 Km et une Zone Economique Exclusive (ZEE) d'une superficie de 158 861 km² (Wikipédia 2015), les eaux sénégalaises sont caractérisées par une grande diversité biologique aussi bien halieutique que végétale (MPAM 2013). Cette situation est favorisée par un climat relativement chaud et ensoleillé qui règne sur toute la frange littorale (MPAM 2013). Vers les années 1960-70, la production halieutique a commencé à croître grâce à la présence de bateaux de pêche étrangers et le soutien de l'état du Sénégal (Diop 2002). La pêche est toutefois confrontée ces dernières années à une crise aiguë liée à une dégradation et une surexploitation des ressources halieutiques, à des investissements mal orientés et à une surcapacité de capture et de traitement à terre (MPAM 2013), d'autant que de nombreuses captures ne sont pas déclarées (Belhabib et al. 2014). Globalement, mis à part les ressources algales qui n'ont pas encore fait l'objet d'évaluation, la situation actuelle des ressources halieutiques offre des perspectives très limitées de développement des captures, en termes de quantité, même si certains rares stocks ne sont pas considérés comme pleinement exploités (MPAM 2013).

C'est dans ce contexte que des mesures de gestion ont été mises en œuvre (repos biologique, amélioration de la sélectivité des engins, régulation de l'effort de pêche (MPAM 2013) pour pallier cette situation. En plus, dans un contexte plus global, en réponse aux engagements internationaux dans la conservation de la biodiversité, le gouvernement sénégalais a créé à partir de 1970, 6 parcs nationaux et une trentaine de réserves naturelles. En 2004, 5 AMP ont été créées par le gouvernement sénégalais (Breuil 2011). Deux nouvelles AMP (Gandoul et Sangomar) sont créées en 2014. A ces AMP s'ajoutent des zones de pêche protégées créées sous l'initiative du projet PRAO. En 2013, le Sénégal s'est doté d'un plan national stratégique pour les AMP (MEDD 2013).

Cependant, les effets des AMP sur les ressources et sur la pêche restent à approfondir. Les études menées au niveau des AMP du Sénégal concernent surtout l'AMP de Bamboung où les peuplements de poissons et de mollusques ont fait l'objet d'études scientifiques par des suivis annuels respectivement par l'UMR LEMAR de l'IRD à Dakar et l'IUPA. Quelques suivis ponctuels ont été effectués au niveau de l'AMP de Saint-Louis, de Kayar et de Joal. La spécificité de l'AMP de Bamboung est que son peuplement de poissons a fait l'objet de 10 années de suivi biologique. Malgré cette longue période d'étude, certains aspects restent à confirmer. Il s'agit de l'évolution de l'abondance totale, des effets sur la structure en taille du

peuplement et des effets de la protection sur la reproduction. Des effets non apparents sont aussi à clarifier, à savoir la modification de la composition du peuplement en termes de catégories écologiques ; l'effet de source ou de débordement et les effets de la fermeture sur les activités de pêche proximale (Tito de Morais et al. 2007 ; Ecoutin et al. 2013). L'ensemble de ces questions sera abordé dans cette thèse.

I.3.2. Les AMP en Mauritanie

La zone économique exclusive (ZEE) de la Mauritanie est d'une superficie estimée à 165 368 km² (Wikipédia 2015) et est caractérisée par la combinaison de plusieurs conditions hydro-physiques, climatiques et morphologiques très favorables (Mohamed 2000). La côte mauritanienne s'étend sur environ 720 km et est constituée d'un écosystème très riche en biodiversité qui fait partie du grand écosystème du courant des Canaries (Brahim 2004 ; Mahfoudh et Diop 2004). De plus, un large plateau continental propice au développement de ressources halieutiques, fait que les eaux mauritaniennes sont parmi les plus poissonneuses au monde (Grebenart 2011 ; Belhabib et al. 2012).

Cependant, elle subit les effets des activités anthropiques (pêche, tourisme, prospection et exploitation des hydrocarbures, aménagements côtiers, urbanisation galopante, etc.) (IMROP 2014). La surexploitation de certaines espèces comme la sardinelle, le chinchard, le poulpe, les thonidés et les crustacés s'explique par l'intensité des activités de pêche dans la zone côtière (Labrosse et al. 2010). En plus, depuis plusieurs années, les effets des changements climatiques se manifestent dans la zone côtière (diminution de l'intensité des upwellings, migrations atypiques de certaines espèces) (Mahfoudh et al. 2013).

Pourtant, depuis les années 1970, la Mauritanie a renforcé ses capacités pour mieux lutter contre la dégradation des sols, la désertification et la déperdition de ses ressources naturelles, toutes catégories confondues (MDEDD 2012a). Elle a mis en place la stratégie de gestion durable du secteur des pêches qui fait suite à différentes politiques sectorielles des pêches mises en œuvre depuis 1979 (Diop et al. 2002). Depuis 1995, dans la même logique, la Mauritanie a signé et ratifié plusieurs conventions internationales et régionales visant à la protection de la biodiversité (MDEDD 2012b). La conservation de la biodiversité (de plus en plus fragilisée) est une priorité et un élément clef de la durabilité de certains biens et services procurés par les écosystèmes littoraux, dont les ressources halieutiques de la ZEE mauritanienne (MDEDD 2012a). Au plan national, la Mauritanie a procédé à un zonage de l'utilisation de ses eaux territoriales. Ainsi, la pêche artisanale est le seul type de pêche

autorisée dans les eaux intérieures (entre la côte et la ligne de base). Ces eaux intérieures comprennent le Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) où la pêche motorisée est interdite. La zone des 3 milles marins à partir de la ligne de base (en dehors des frontières du PNBA) est réservée à la pêche artisanale et côtière (Mahfoudh et al. 2012). Au-delà de cette zone, et jusqu'à la limite interdisant la pêche au chalut, la pêche artisanale et côtière partagent les eaux avec la pêche industrielle côtière (Mahfoudh et al. 2012). Les mesures techniques de conservation et de gestion concernent notamment les maillages minimaux des filets et des chaluts, les tailles et/ou les poids minimaux des espèces, les restrictions relatives aux captures accessoires, les périodes de fermeture de la pêche, les zones d'accès limités ou réservés, la limitation ou la prohibition de certains types de pêche (Cacaud 2002). Ainsi, une part importante de la ZEE mauritanienne a été instituée en aire marine protégée. Il s'agit : a) du parc national du Banc d'Arguin (600 000 ha, correspondant à 30 % de la façade maritime et à 60 % des fonds inférieurs à 20 m) qui joue une fonction importante de nurserie pour les stocks halieutiques et de protection des oiseaux et b) du parc national du Diawling (50 000 ha au niveau du delta du fleuve Sénégal) (Faure et al. 2000 ; Mesnildrey et al. 2010).

En plus des deux parcs nationaux, la Mauritanie compte 4 réserves faunistiques (Moufflon, El Agher, Elephant et Tilemsi) et des réserves intégrales (Baie du Levrier au Cap Blanc, Iles Mauritaniennes et Las Cuevecillas). Bien qu'à l'époque le terme AMP n'existait pas, la première AMP créée en Afrique de l'Ouest est celle du Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) en Mauritanie en 1976 (Triplet 2009). Dans le PNBA, une exploitation contrôlée des ressources halieutiques est permise aux Imragens, seuls pêcheurs autorisés à s'établir dans l'AMP. La pêche à pied ou à l'aide des lanches (pirogues à voile) est autorisée à l'intérieur du parc mais l'utilisation de bateaux à moteur y est interdite (Valadou et al. 2006). En revanche, l'activité de pêche est intensément pratiquée à l'extérieur du Parc (Failer et al. 2002). Les études scientifiques menées au PNBA ont abouti à des résultats intéressants sur les effets de la protection partielle sur le peuplement de poissons vivant à l'intérieur du parc. Cependant, la tendance observée sur l'enrichissement des zones extérieures proches n'est pas formellement démontrée (Laë et al. 2011 ; Kaimuddin 2011). Nous avons cherché, dans le cadre de la présente thèse, à approfondir cet aspect par l'utilisation d'indicateurs bioécologiques et halieutiques.

I.3.3. Les AMP en Guinée Bissau

La façade maritime de la Guinée-Bissau s'étend sur 350 km. Le plateau continental couvre environ 150 à 200 km (PRCM 2007). Plusieurs rios occupent la zone côtière du nord au sud. Il s'agit des rios Cacheu, Mansoa, Gêba, Corubal, rio Grande de Buba, rio Cumbijã, rio Tombali et rio Cacine (PRCM 2007). La richesse de ce milieu s'explique par des apports importants en éléments nutritifs du fait d'un phénomène de résurgence provoqué par la confluence entre les courants du nord et du sud (PRCM 2007). Le littoral de la Guinée Bissau est l'une des zones les plus riches de la côte occidentale de l'Afrique, la diversité des ressources aquatiques et la productivité biologique y étaient très importantes (Said 2007). La zone côtière abrite près de 80% de la population du pays, laquelle dépend directement ou indirectement des ressources marines et côtières (PRCM 2007). Les multiples activités économiques et les effets des changements climatiques sont les principales sources de dégradation de l'environnement marin en Guinée Bissau (Ajonina et al. 2008 ; Bojang et Ndeso-Atanga 2009).

Face à cette situation inquiétante, la Guinée Bissau s'est engagée dans la protection de la biodiversité en signant et en ratifiant plusieurs conventions internationales (Said 2007). La création de la réserve de biosphère de l'archipel Bolama-Bijagos et de quatre aires protégées ainsi que la mise en place récente de 5 AMP témoignent l'engagement de la Guinée Bissau dans la politique de conservation de la biodiversité (Urani et al. 2011 ; Tendeng et Karibuhoye 2012). En ce qui concerne les 5 AMP mises en place, les études scientifiques sur le suivi des peuplements de poissons n'ont pas encore abouti à des résultats permettant de se prononcer sur leur efficacité comme outil de restauration des ressources ou de gestion halieutique. La particularité de l'AMP des îles d'Urok est la répartition en trois zones de l'aire. Ce zonage consiste à amortir progressivement les impacts en provenance de l'extérieur de l'AMP (Biai et al. 2003). L'exploitation halieutique dans les trois zones étant autorisée à des degrés différents, l'objectif du zonage est de permettre à la zone centrale, où les restrictions sont plus sévères, de jouer un rôle d'attraction mais aussi de diffusion (Biai et al. 2003). Aucun des deux rôles n'est encore scientifiquement montré. L'étude de l'évolution de l'état des ressources et de l'écosystème ainsi que la situation de référence sont un ensemble de besoins exprimés lors de la création de l'AMP des îles d'Urok (Biai et al. 2003 ; Chavance 2010). A ce jour, il n'y a pas de connaissances scientifiques sur la bioécologie du peuplement

de poissons et sur les effets du plan de gestion en 3 zones sur les peuplements de poissons de l'AMP. Cette thèse va contribuer à étudier ces thématiques.

I.4. La démarche de l'étude

Avant d'entamer cette partie, il a été jugé nécessaire de revenir sur les raisons du choix de cette problématique et de celui des trois AMP. Vu la complexité du sujet, une explication détaillée des termes clés du sujet s'est avérée nécessaire. En effet, les connaissances scientifiques sur la bioécologie dans les AMP en Afrique de l'Ouest sont très limitées. Les rares résultats scientifiques obtenus sont ceux des études effectuées dans l'AMP de Bamboung, dans le PNBA et dans l'AMP des îles d'Urok. Le rôle des AMP comme outils de restauration de la biodiversité et de gestion durable de la pêche est sans réponse claire et/ou complète en Afrique de l'Ouest. Aujourd'hui, il apparaît particulièrement important et urgent d'étudier à l'aide d'indicateurs bioécologiques et halieutiques, l'efficacité des AMP qui ne cessent de voir le jour en Afrique de l'Ouest.

Cette thèse va aborder cette problématique des AMP qui forme avec l'étude de la connectivité entre les milieux estuariens, côtiers et marins, un des axes structurant l'activité de l'UMR LEMAR dans la sous-région ouest africaine. Les trois AMP choisies sont des AMP situées dans ce milieu tropical ouest africain, avec l'AMP de Bamboung en zone estuarienne sous influence marine, l'AMP des îles d'Urok en zone côtière archipélagique et le PNBA en zone côtière. Ce sont à la fois des AMP où des études scientifiques ont été menées mais qui nécessitent des approfondissements (AMP de Bamboung et PNBA), mais aussi des AMP avec un vide relatif au plan des connaissances scientifiques (AMP des îles d'Urok). Il y a eu une longue période de suivi (10 ans) des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung alors que les interventions ont été ponctuelles au niveau du PNBA (3 campagnes de pêche expérimentale en 2 ans) et de l'AMP des îles d'Urok (3 campagnes de pêche expérimentale en 3 ans). On se retrouve alors avec une importante quantité de données de terrain pour l'AMP de Bamboung et peu de données pour le PNBA et l'AMP des îles d'Urok. À la lumière de ce qui a été fait jusqu'ici sur les AMP en Afrique de l'Ouest, il apparaît que l'étude de ces trois AMP pourrait apporter un complément d'information scientifique non négligeable sur la connaissance du rôle des AMP en zone tropicale ouest africaine.

Cette thèse sera alors pour la communauté scientifique ouest africaine un outil d'échange d'expérience et d'apprentissage des méthodes d'évaluation de l'efficacité bioécologique et halieutique des AMP adaptées au contexte de l'Afrique de l'Ouest.

L'efficacité, la restauration et la gestion sont les mots clés du sujet qu'il est important de bien définir et d'expliquer.

La notion d'efficacité est largement utilisée dans les activités de gestion et dans le domaine scientifique (écologie et biologie). L'efficacité est un terme voisin de l'efficience (capacité à atteindre des objectifs), de la productivité (capacité de produire) et du rendement (quantité produite par unité de temps ou de surface). Ainsi, on peut dire qu'une AMP est efficace lorsqu'elle permet d'atteindre ses objectifs de création. De même, une AMP est efficace lorsqu'elle permet de produire les résultats escomptés ou d'atteindre les objectifs fixés en un temps donné.

Le terme restauration utilisé dans ce contexte est une restauration écologique après une perturbation d'origine anthropique ou naturelle (Lake 2001 ; Cristofoli et Mahy 2010). La restauration écologique est définie comme étant « une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable » (Ser 2004). Ainsi, on peut dire qu'une AMP est un outil de restauration des ressources marines lorsqu'elle permet, à court, à moyen ou à long terme, le retour de son peuplement de poissons original en termes de richesse, d'abondance, de biomasse ou de taille après une perturbation d'origine anthropique ou naturelle.

La gestion des stocks halieutiques consiste dans la mise en œuvre de mécanismes destinés à maximiser la rentabilité des opérations de pêche. Dans le cas d'une réserve intégrale, dire qu'une AMP est un outil de gestion des stocks halieutiques revient à montrer en quoi une AMP peut améliorer les rendements de la pêche (Rowley 1994) sans que les pêcheurs n'aient nécessairement besoin de pénétrer dans cette zone fermée. Dans le cas des restrictions spatio-temporelles, une AMP est considérée comme un outil de gestion des stocks halieutiques lorsqu'elle permet de maximiser le rendement des pêches sans perturber la productivité du milieu.

Sur la base d'une approche strictement méthodologique et expérimentale fondée sur des modèles statistiques et des données de terrain, l'évaluation des effets bioécologiques et halieutiques des trois AMP a été entreprise dans cette étude. Ce travail est basé sur une approche comparative dans le temps et dans l'espace au sein de chaque AMP. Notre approche se veut aussi globale puisqu'elle prend en compte l'ensemble du peuplement de poissons et des guildes fonctionnelles (catégories écologiques et trophiques).

Le but principal de cette étude est de montrer, à partir d'un groupe d'indicateurs bioécologiques, l'efficacité d'une AMP comme outil de restauration des ressources marines et

de gestion des stocks halieutiques en Afrique de l'Ouest. Il s'agit de montrer si ces AMP peuvent avoir un effet d'attraction sur les espèces d'intérêt halieutique, assurer une durabilité de la pêche, et un maintien de la biodiversité marine. Pour ce faire, nous chercherons à répondre aux questions suivantes : (1) une AMP peut-elle contribuer à une modification de la structure de son peuplement de référence dans le temps? (2) existe-t-il une différence sur le plan bioécologique entre une zone fermée à la pêche et une zone analogue ouverte à la pêche ? (3) une AMP a-t-elle un effet réel sur les pêches à proximité de son périmètre ? (4) la politique de gestion peut-elle rendre une AMP plus efficace ? (5) une AMP peut-elle contribuer à une amélioration de la reproduction des espèces ?

Afin de répondre de façon claire à l'ensemble des questions posées, la présentation de l'étude et de ses résultats a nécessité 8 chapitres. Le chapitre I est cette présente introduction dans laquelle le contexte de l'étude, l'état de l'art sur les AMP dans le monde et la description des AMP en Afrique de l'ouest ainsi que la démarche adoptée sont développés. Le chapitre II présente la méthodologie générale de l'étude avec comme sous-chapitres les caractéristiques générales des sites d'études, la stratégie d'échantillonnage (temporel et spatial), et les traitements statistiques des données. Le chapitre III concerne l'étude des caractéristiques environnementales des trois AMP. Le chapitre IV contient les cas d'étude permettant d'apporter des éléments de réponse aux questions (1) et (2) liées à la fonction de restauration des ressources par une AMP. Dans le chapitre V, les questions 3, 4 et 5 ont été traitées pour vérifier si une AMP peut contribuer à une amélioration des rendements de la pêche et de la reproduction. Une synthèse des différents résultats est faite dans le chapitre VI. Une discussion sur les deux questions majeures (restauration des ressources marines et gestion des stocks halieutiques) clôt le chapitre VII. Une conclusion et des perspectives sont formulées dans le chapitre VIII. Une bibliographie sur les études environnementales et sur les AMP met fin à cette étude.

II. METHODOLOGIE GENERALE

II.1. Caractéristiques générales des 3 AMP étudiées

II.1.1. L'AMP de Bamboung

L'estuaire du Sine Saloum (Fig. 2) est situé dans la zone sahélo-soudanienne à 100 km au Sud de Dakar (Sénégal) entre 13°55' et 14°10' de latitude Nord et 16°03' et 16°50' de longitude Ouest (Simier et al. 2004). Il draine un bassin versant de 2 972 000 ha dont le relief est en général plat et la pente très faible (Pagès et Citeau 1990 ; Diouf 1996). La superficie en eau est de 90 000 ha. 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. 2 ; Diouf 1996 pour description complète du système Sine Saloum). La marée monte deux fois par jour jusqu'en amont de Kaolack situé à 112 km de l'embouchure (Fig. 2; Bousso 1996). La situation environnementale du Sine Saloum est originale : il s'agit d'un estuaire sursalé inverse dont le gradient halin, autrefois croissant en permanence de l'embouchure vers l'amont, décroît aujourd'hui en fin de saison des pluies dans les zones proches de l'embouchure, tout en restant croissant en remontant vers l'amont (Ecoutin et al. 2013). Les parties situées en extrême amont du système (Fig. 2) sont en situation hypersalée (>70 en amont de Foundiougne) et, dans certains secteurs, en amont de Kaolack, la salinité peut atteindre 130, soit près de 4 fois la salinité moyenne de l'eau de mer (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004). 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. En plus du bolon de Bamboung (BBG), les 10 ans de l'étude de l'AMP ont concerné une partie du Diomboss (DBS) allant de l'entrée de l'aire marine protégée jusqu'à l'entrée du bolon de Sangako et le bolon de Sangako lui-même (Fig. 2). La partie aval de la zone du Diomboss (de l'entrée de l'AMP jusqu'à l'île de Poutak) a été échantillonnée en 2012.

Situé dans l'estuaire du Sine Saloum, le bolon de Bamboung (13°50 N - 16°33 W) (Fig. 2b) est un affluent du Diomboss qui constitue l'un des trois principaux bras de cet estuaire. Les eaux du bolon de Bamboung sont peu profondes et la biodiversité y est réputée importante, notamment pour les oiseaux, les poissons et les mammifères marins (dauphins et lamantins) (Albaret et al. 2005). L'AMP du Bamboung, d'une superficie de 6 800 ha, est divisée en 3 zones (Melis 2002). La première zone est l'aire marine centrale, essentiellement constituée par le bolon de Bamboung et ses ramifications. Cette partie a une longueur de 15 kilomètres à partir du confluent avec le Diomboss jusqu'aux vasières de la forêt de Kolé, une

superficie d'environ 300 ha, une largeur variant entre 50 à 500 m et une profondeur entre 0 et 15 m (Albaret et al. 2005 ; Ecoutin et al. 2014). 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. La deuxième zone est une zone tampon, localisée à l'embouchure du bolon de Bamboung (Fig. 2), au niveau de la rencontre des eaux du Diomboss et du Bamboung. D'une superficie d'environ 100 ha, la zone tampon est une zone de transition entre l'aire centrale qui est dotée de mesures de conservation des ressources ichthyologiques 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. La troisième zone est la zone terrestre, décomposée en une zone de mangrove et une zone continentale. La mangrove est localisée en bordure des rives de toute la zone de l'AMP et couvre plus de la moitié de la surface totale de l'AMP (Albaret et al. 2005 ; Ecoutin et al. 2014). En complément du bolon de Bamboung (BBG), les 10 ans de l'étude de l'AMP ont concerné une partie du Diomboss (DBS) allant de l'entrée de l'aire marine protégée jusqu'à l'entrée du bolon de Sangako et le bolon de Sangako (SNK) lui-même (Fig. 2b). La partie aval de la zone du Diomboss (de l'entrée de l'AMP jusqu'à l'île de Poutak) a été échantillonnée en 2012. La partie du Diomboss étudiée a une profondeur maximale de 14 m et s'étend sur 6 km de la zone de transition avec l'aire marine protégée jusqu'à l'entrée du bolon de Sangako (Fig. 2b ; Ecoutin et al. 2012). Lui même est également un affluent du Diomboss et se trouve en amont de l'AMP (Fig. 2b). Son embouchure est large de 270 m. Sa profondeur maximale est de 14 m. D'une superficie d'environ 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 (Fig. 2b). La mangrove est dense sur les deux rives, avec de petites ramifications latérales et des îlots de mangrove 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.

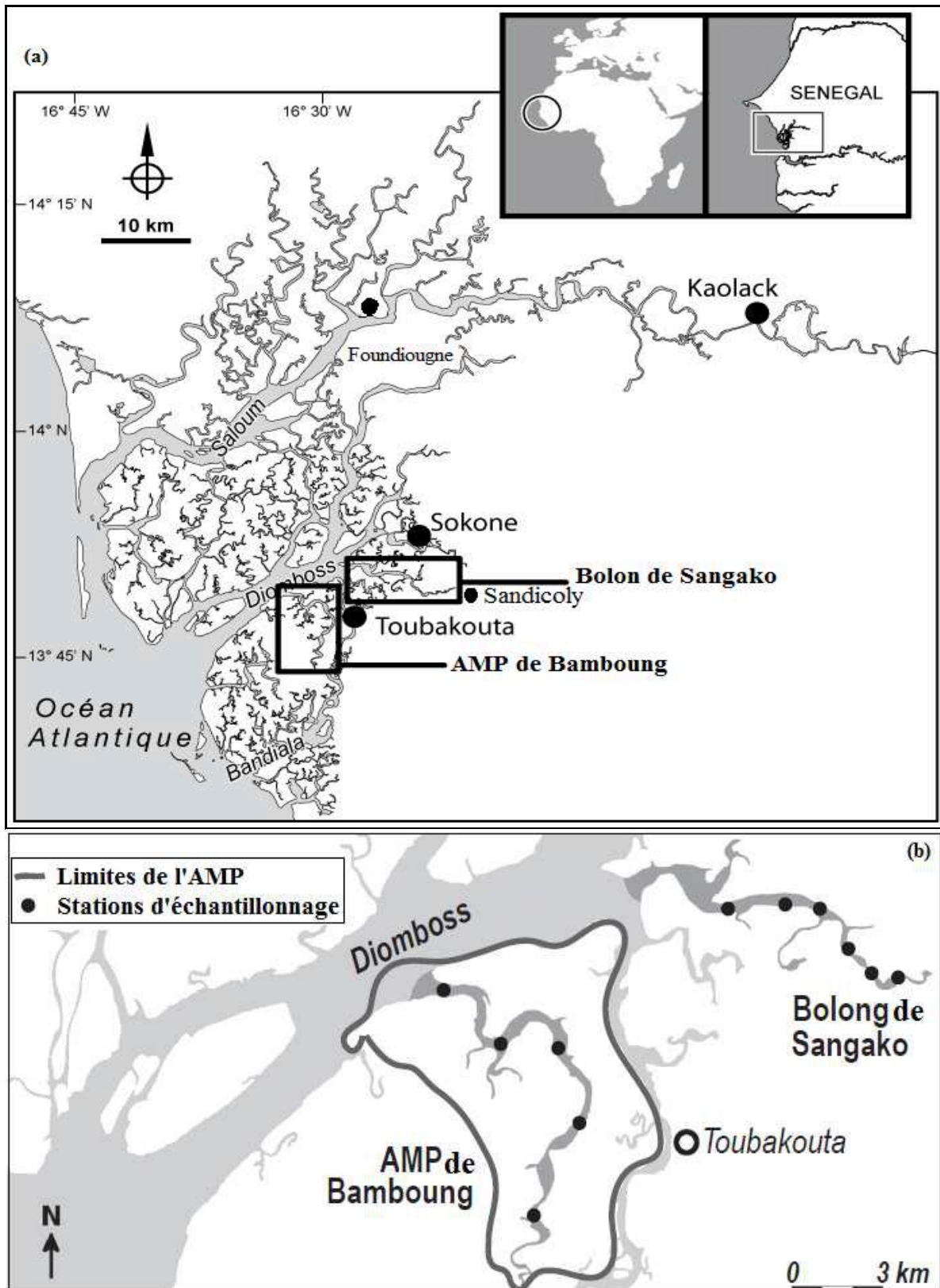


Figure 2 : L'estuaire du Sine Saloum au Sénégal, situation géographique des sites d'étude et les stations d'échantillonnage. AMP de Bamboung, site fermé à toute forme d'exploitation halieutique et le bolon de Sangako, site ouvert à l'exploitation halieutique.

II.1.2. Le Parc National du Banc d'Arguin

Le Banc d'Arguin (Fig. 3) est une portion de la ZEE mauritanienne située entre 19°21' et 20°50' de latitude Nord et 15°57' et 16°45' de longitude Ouest. Il est composé d'une partie marine (6 000 km²) et d'une partie terrestre d'une même superficie environ. Créé en 1976, le parc national du Banc d'Arguin (PNBA) est classé site Ramsar en 1983 puis inscrit au patrimoine mondial de l'UNESCO en 1989 (UICN 2007; PNBA 2009). Le littoral du PNBA est généralement plat et sableux avec la présence de vastes sebkhas (cuvettes d'évaporation au sol argileux gypseux et salé). C'est un écosystème côtier en bordure du désert du Sahara sous l'influence annuelle d'un upwelling nord-ouest africain (Lavaud et al. 2013). Cet effet est particulièrement marqué dans la zone nord-ouest du Parc, la zone sud-est étant marquée par une forte production primaire autochtone (Carlier et al. 2015). Ces conditions font du PNBA un système biologique unique couvert par des herbiers denses constituant un point de migration hivernale capitale pour plus de deux millions de limicoles (Wolff et al. 1993a). Des eaux côtières chaudes et salées le long de la côte, des eaux d'upwelling annuel en zone nord, l'influence du courant des Canaries en saison froide et celle du courant de Guinée en saison chaude constituent les quatre masses d'eau qui caractérisent le PNBA (Labrosse et al. 2010). Le PNBA est l'une des AMP les plus étendues d'Afrique.

A part les eaux de ruissellement des faibles pluies de juillet à octobre (précipitation inférieure à 50 mm par an), il n'y a pas d'apport en eau douce au niveau du Banc d'Arguin (Brahim 2004). Il en résulte une salinité moyenne de 38, avec des valeurs supérieures à 50 dans certaines régions à forte évaporation près du village d'Iwik (Wolff et al. 1993b). La salinité moyenne peut atteindre la valeur de 39,5 entre septembre et janvier (Lavaud et al. 2013). La température affiche un cycle saisonnier clair avec des valeurs moyennes de 29,5°C en août et 15,9°C en janvier (Lavaud et al. 2013).

Le PNBA présente, sur le plan écologique, un très grand intérêt tant au niveau faunistique que floristique. C'est une zone de reproduction et de croissance de plusieurs espèces de poissons, de mollusques, de crustacés et de mammifères marins (Mahfoudh et Diop 2004).

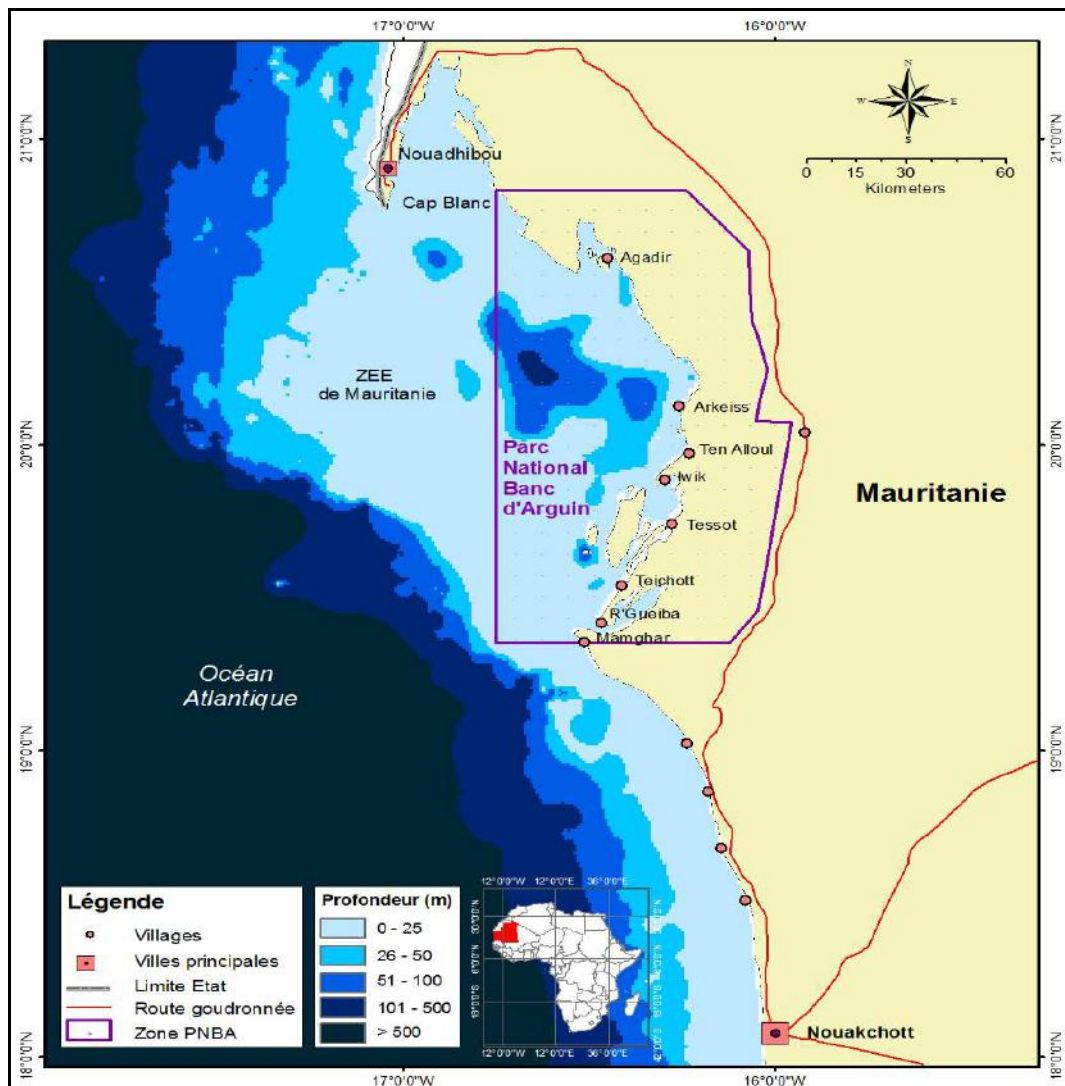


Figure 3 : La zone économique exclusive (ZEE) de la Mauritanie et situation géographique du Parc National du Banc d'Arguin (PNBA). (Source : RAMPAAO)

II.1.3. L'AMP des îles d'Urok

Situé à une vingtaine de kilomètres au large de la partie continentale de la Guinée-Bissau, l'archipel des Bijagós est composé de plus de 88 îles et îlots. Il s'étend sur un ensemble deltaïque de 1 027 000 ha entre 10°36' et 11°37' de latitude Nord et 15°36' et 16°29' de longitude Ouest (Fig. 4). Il est classé officiellement réserve de biosphère par l'Unesco en 1996 (Brenier et al. 2009). Il est découpé par de grands chenaux larges et peu profonds (maximum 15 m) en bordure externe, et orientés en éventail à partir d'un point de convergence qui se situe au niveau de l'île de Bolama (Fig. 3), rappelant ainsi sa formation d'origine deltaïque (Cuq et al. 2001). Un tiers de la superficie des îles est constitué de mangroves et de bolons (Diouf et al. 1994). L'archipel se situe là où la plate-forme continentale est la plus étendue de toute l'Afrique de l'Ouest, ce qui induit des marnages

importants, de l'ordre de 5 mètres en situation de vives-eaux (Biai et al. 2003). La végétation sur les îles est le plus souvent très dense et le relief peu prononcé. La circulation des eaux au niveau de l'archipel est très complexe. En effet, l'archipel est à la confluence de nombreuses influences. A l'Ouest, les fortes marées de l'océan Atlantique induisent des courants très rapides au niveau des chenaux. A l'est, l'archipel reçoit les apports en eau douce des fleuves continentaux. Au nord et au sud des courants côtiers de l'Ouest africain se rejoignent au niveau de l'archipel. Ce phénomène explique la présence d'une zone intertidale de grande extension (160 000 ha) (Biai et al. 2003). Les agents dynamiques marins (la marée, la houle, les courants océaniques et la résultante des dérives littorales nord et sud qui se rejoignent au niveau précis de l'archipel) entretiennent l'équilibre sédimentaire du delta et favorisent le transport de nutriments organiques issus des upwellings côtiers (Pennober, 1999).

La biodiversité animale et végétale y est très importante. C'est à la fois un des lieux de ponte les plus importants au monde pour les tortues marines (Catry et al. 2002), un lieu de migration pour les oiseaux paléarctiques sur la côte ouest africaine et un abri pour une population de crocodiles et d'hippopotames marins (Pennober 1999 ; Catry et al. 2002). Le climat est de type tropical humide à longue saison sèche. L'archipel présente ainsi deux saisons bien différenciées : la saison sèche (novembre à avril) et la saison des pluies (mai à octobre) avec des précipitations annuelles moyennes qui oscillent entre 2000 mm et 2500 mm. La température annuelle moyenne est de 26°C.

Le complexe des îles Urok (Fig. 4) est situé dans la partie littorale de la Guinée-Bissau au nord de la réserve de biosphère de l'archipel des Bijagos. Il englobe un ensemble d'îles et d'îlots dont les principaux sont Formosa, Nago et Chediã. L'ensemble qui correspond à la zone d'exploitation traditionnelle des populations résidentes couvre une superficie de 54 500 ha dont 14 700 ha de milieux terrestres, 6 600 ha de mangroves, 20 300 ha de vasières intertidales et 800 ha de chenaux profonds (Biai et al. 2003). L'importance et le degré de conservation des milieux naturels côtiers sont à l'origine du classement d'une partie importante de ce territoire en zone centrale du zonage de la réserve de biosphère. La zone côtière des îles Urok se caractérise tout d'abord par la présence d'importants massifs de mangroves. Cette zone, traversée par des chenaux permanents qui séparent les 3 îles, est aussi occupée par des îlots (Quai, Ratum, Acoco) dont plusieurs ont un caractère sacré, ainsi que par des bancs de sable servant de reposoirs de marée haute aux oiseaux d'eau migrateurs. Elle est dénommée localement « barriga das ilhas » (ventre des îles) terme qui indique clairement sa position centrale entre les îles et, simultanément, sa fonction particulière dans la reproduction des ressources. La mangrove est également bien représentée sur le pourtour des

trois îles, de façon presque continue (Biai et al. 2003). L'Aire Marine Protégée communautaire (AMP) des îles d'Urok a été créée officiellement en 2005 et est issue d'une concertation entre les populations résidentes, l'ONG Tiniguena et les autorités administratives de la Guinée Bissau (Cuq 2013). Elle s'étend sur 54 500 ha, dont 39 800 ha de zone maritime (RAMPAO 2010 ; Urani et al. 2011).

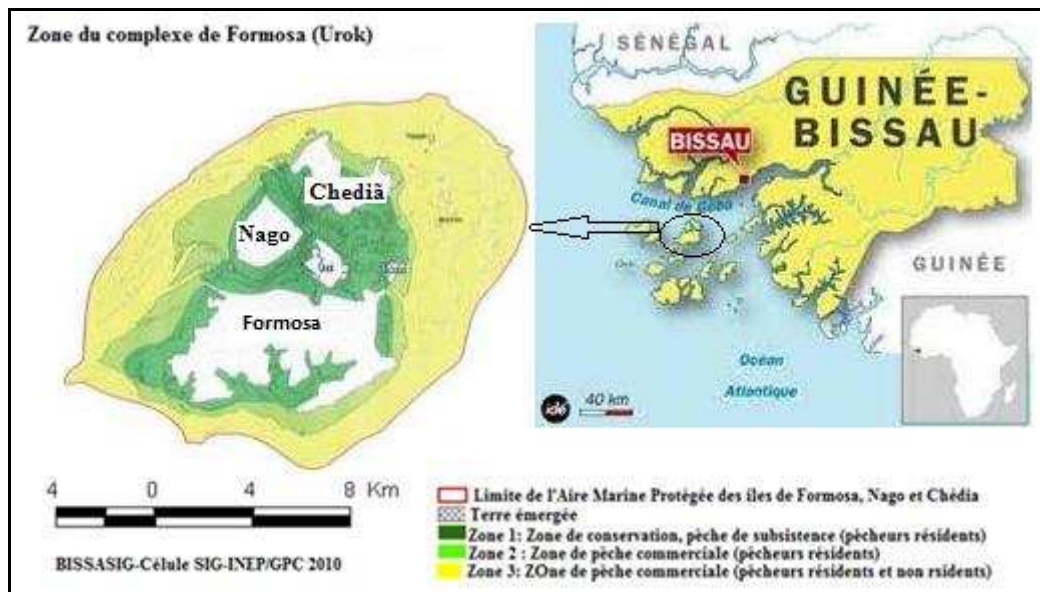


Figure 4 : L'archipel des Bijagos en Guinée Bissau et localisation de l'AMP du complexe des îles d'Urok où est située l'AMP dont le point central est l'île de Bolama entourée des îles de Nago (ou Ponta), Chediã (ou Maio), et Formosa (ou Ilha das Galinhas) (Sources : BISSASIG, Guinée-Bissau et google map)

II.2. Stratégie d'échantillonnage

Les outils d'échantillonnage utilisés sont la senne tournante coulissante (AMP de Bamboung, Sangako et le PNBA), la palangre appâtée (site du Diomboss à proximité de l'AMP de Bamboung) et une batterie de filets maillants dormants de surface et de fond (AMP des îles d'Urok). Les méthodes, les techniques, les protocoles et la nature des informations biologiques utilisés dans cette étude sont les mêmes pour l'AMP de Bamboung, le bolon de Sangako et le PNBA. L'échantillonnage du peuplement de poissons des trois sites ainsi que celui du site du Diomboss ont été réalisés suivant un protocole structuré, par une équipe de pêche permanente. L'unité d'effort (unité statistique) est le coup de pêche pour chaque engin.

II.2.1. Les paramètres environnementaux

Localisées précisément au moyen d'un GPS, la station de pêche et la station hydrologique qui lui est associée, sont aussi rapprochées que possible l'une de l'autre dans l'AMP de Bamboung, le site du Diomboss, le bolon de Sangako, le PNBA et l'AMP des îles d'Urok. Les relevés, effectués en simultané avec la pêche, sont en général : 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, psu), la teneur en oxygène, la conductivité, la température (mesurées avec une sonde multiparamètre YSI) et la transparence (ou turbidité) qui équivaut à la profondeur de disparition du disque de Secchi (diamètre 30 cm). Salinité, teneur en oxygène, conductivité et température sont mesurées en surface et au fond.

II.2.2. Les indicateurs bioécologiques

Les poissons capturés à la senne tournante sont identifiés à l'espèce à chaque coup de pêche. Soit tous les individus par coup de pêche sont mesurés (dans le cas de petits échantillons) soit 30 individus par espèce sont mesurés (dans le cas de grands échantillons). Le traitement des captures par la palangre suivra ce même protocole. Les poissons capturés par une batterie de filets maillants sont triés à l'espèce par maille, par batterie (surface et fond) et par station. Pour chaque espèce, le nombre total et le poids total sont déterminés. Les individus 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) et pesés au gramme près, leur sexe et stade sexuel déterminés ainsi que leurs contenus stomacaux. Les autres groupes (catégorie des « non poissons », comme les crabes, crevettes, mollusques bivalves et gastéropodes) sont également identifiés, comptés et pesés.

Les espèces capturées ont été classées dans les catégories écologiques proposées par Albaret (1994), définies et codifiées en 1999 pour les poissons des milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest (figure 5). Cette classification est basée sur l'abondance, la distribution des populations, la possibilité de se reproduire en estuaire et la capacité à y effectuer un cycle biologique complet, puis la réponse éco-physiologique à l'euryhalinité. Elle est composée de 8 catégories écologiques qui partant d'une catégorie centrale qui est celle des espèces estuariennes strictes (Es) se répartissent selon deux axes. Le premier axe est à affinité

continentale (milieu dulçaquicole) et est composé de trois catégories que sont les formes estuariennes d'origine continentale (Ec), les formes continentales à affinité estuarienne (Ce) et les formes continentales occasionnelles (Co). Le second axe est à affinité marine et regroupe les espèces estuariennes d'origine marine (Em), les marines estuariennes (ME), les marines accessoires (Ma) et les marines occasionnelles (Mo). Cette classification a été validée par plusieurs études menées dans les écosystèmes ouest africains (Baran 1995 ; Diouf 1996, Villanueva 2004 ; Albaret et al. 2004 ; Simier et al. 2004, 2006 ; Ecoutin et al. 2005). Des catégories écologiques similaires ont été proposées par Whitfield (1999), Vorwerk et al. (2003), et Whitfield et al. (2006) en Afrique du Sud. Il en est de même pour les espèces de poissons des estuaires et lagunes d'Europe (Elliott et Dewailly 1995), d'Australie (Loneragan et Potter 1990 ; Neira et Potter 1994 ; Potter et Hyndes 1999 ; Young et Potter 2002) et d'Amérique Latine (Garcia et al. 2001).

Les espèces observées au niveau des sites d'étude appartiennent à 6 des 9 catégories écologiques définies par Albaret (1999) à savoir les espèces estuariennes d'origine continentale (Ec), les estuariennes strictes (Es), les estuariennes d'origine marine (Em), les marines-estuariennes (ME), les marines accessoires (Ma) et les marines occasionnelles (Mo) (Fig. 5). La catégorie marine (M) a été ajoutée à cette classification.

Les espèces estuariennes d'origine continentale : ce groupe est composé d'espèces d'origine continentale (eau douce) parfaitement adaptées aux milieux saumâtres où elles sont représentées par des populations abondantes et permanentes. La reproduction a lieu en estuaire ou en lagune mais est également possible dans les eaux douces des fleuves et des lacs où elles sont aussi présentes.

Les espèces estuariennes strictes : ce sont des espèces présentes exclusivement en milieu lagunaire ou estuarien où se déroule la totalité de leur cycle biologique.

Les espèces estuariennes d'origine marine : ce sont des espèces caractéristiques des milieux saumâtres où elles constituent un groupe très important tant par leur abondance que par leur biomasse. Il s'agit d'espèces d'origine marine parfaitement adaptées aux conditions estuariennes. Elles se reproduisent en estuaire mais également en mer pour certaines espèces.

Les espèces marines estuariennes : ce sont des espèces marines ayant une large répartition spatio-temporelle dans les milieux estuariens et lagunaires. Elles sont représentées par des populations permanentes et abondantes où les écophases juvéniles sont souvent dominantes voir exclusives.

Les espèces marines accessoires : les espèces de cette catégorie sont régulièrement capturées dans les milieux estuariens et lagunaires mais elles sont rarement très abondantes. Leur présence est limitée dans l'espace (à la zone sous influence directe de l'océan).

Les espèces marines occasionnelles : il s'agit d'un groupe d'espèces rares, voire exceptionnelles, et uniquement localisées à proximité immédiate de l'embouchure (Diouf 1996).

Les espèces marines : Dans les estuaires dits « normaux », si l'influence continentale diminue alors que celle de la mer augmente, on aboutit à une catégorie nommée M du fait de la dominante de l'influence marine. Dans ce cas, il y a une forte réduction de la composante continentale et une augmentation de la composante marine aussi bien en nombre d'espèces qu'en effectif (Diouf 1996).

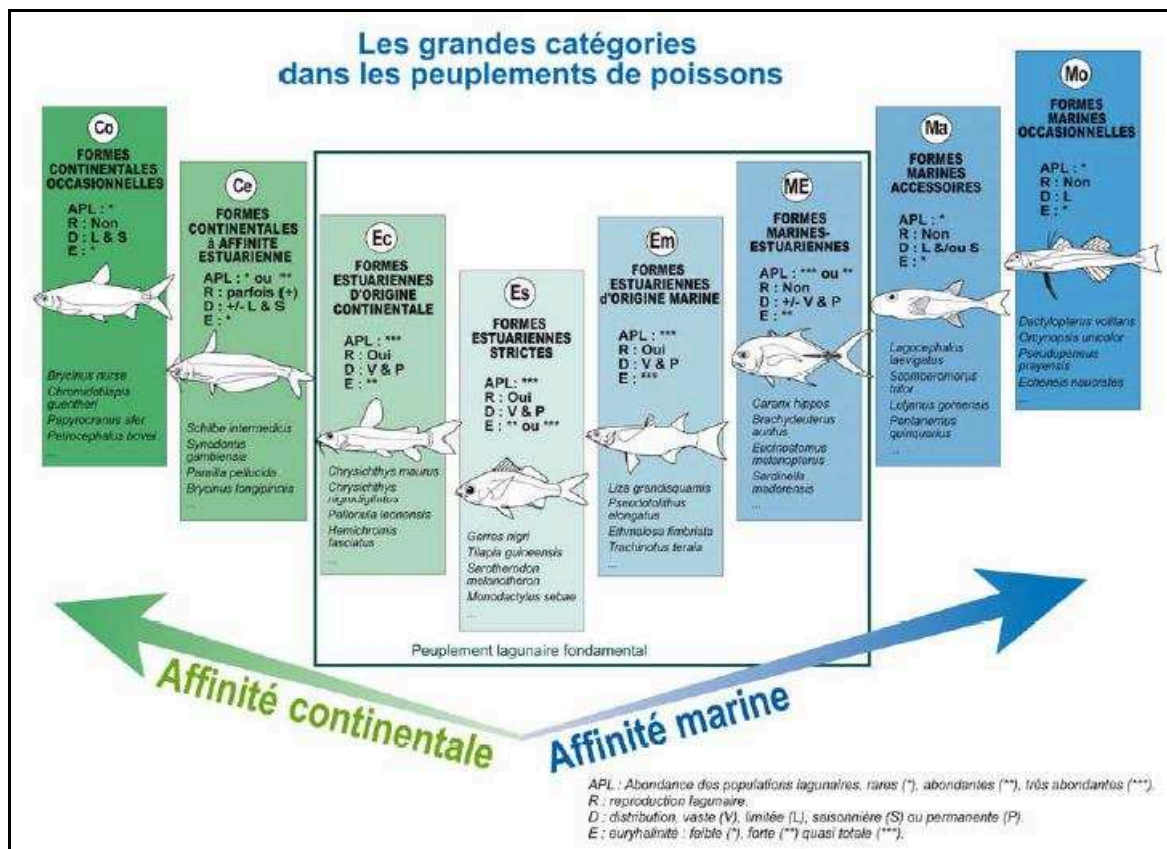


Figure 5 : Les grandes catégories écologiques dans les peuplements de poissons estuariens d'Afrique de l'Ouest (d'après Albaret 1999).

En fonction de leur régime alimentaire, les espèces sont aussi groupées en catégories trophiques (Ecoutin et al. 2010, 2014). Parmi les 8 catégories recensées par ces auteurs, 7 ont été identifiées au cours de nos campagnes de pêches expérimentales (Tab. 1). A l'exception de *Remora remora*, poisson associé aux requins et au régime alimentaire très particulier, toutes les espèces identifiées ont été classées dans ces catégories trophiques.

L'identification du sexe et du stade de maturité sexuelle a été réalisée à l'échelle macroscopique par examen visuel de la cavité abdominale, après dissection. Cette identification a suivi l'échelle d'Albaret et Legendre (1985) (Tab. 2).

Tableau 1: Les catégories trophiques utilisées dans cette thèse.

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

Tableau 2 : Échelle 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

II.2.2.1. Échantillonnage dans le Saloum

En ce qui concerne l'AMP de Bamboung, il n'y avait pas de données scientifiques récentes, précises et spécifiques sur le peuplement ichthyologique du bolon de Bamboung avant sa mise en défens. Ainsi, une zonation écologique a-t-elle été établie au cours d'une mission préliminaire effectuée en décembre 2002. Sur la base de cette zonation, 12 stations

d'échantillonnage dont 1 dans la zone tampon et 1 en dehors du bolon de Bamboung, représentant les divers types de biotopes représentés dans le bolon de Bamboung ont été sélectionnées. L'accessibilité des lieux et la possibilité d'y effectuer des pêches à la senne tournante dans de bonnes conditions ont également contribué au choix des stations. L'emplacement de ces sites repérés au moyen d'un GPS est désigné ici « Station d'échantillonnage » pour les peuplements de poissons et « station hydrologique », pour les mesures associées. Afin d'être en mesure de réaliser une comparaison directe pertinente des situations écologiques préalables et postérieures à la mise en AMP, les méthodes, techniques, protocoles et nature des informations biologiques sont demeurés strictement identiques à ce qu'ils étaient lors de la phase de caractérisation de l'état de référence.

Les données récoltées dans l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako traitées dans ce travail proviennent d'un échantillonnage par des pêches expérimentales réalisées à la senne tournante coulissante (longueur 250 m, hauteur 20 m, maille de côté 14 mm, Fig. 6a).

La pêche scientifique à la senne tournante est une méthode qui permet d'avoir une bonne reproductibilité de l'échantillonnage dans des milieux très variés et une récolte de matériel biologique en bon état (Diouf 1996 ; Albaret et al. 2005). 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 dans un même site ou dans deux sites différents aux caractéristiques similaires (Albaret et al. 2005).

Le plan d'échantillonnage temporel a tenu compte de l'existence de 3 grandes saisons hydroclimatiques à l'échelle du Sine Saloum (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004) : fin de saison sèche fraîche (mars), fin de saison sèche chaude (juin) et fin de saison humide (octobre). À partir de 2008, les conclusions des études de suivi biologique ont mis en avant la nécessité d'une approche différente de celle utilisée précédemment. L'approche mise en place à partir de 2008 inclut un suivi, aux fins de comparaison, des peuplements de poissons observés au niveau de sites géographiquement proches de Bamboung, ayant des caractéristiques environnementales similaires.

Pour optimiser le temps d'échantillonnage tenant compte des nouvelles stations du site témoin (6 dans le bolon de Sangako), la stratification spatiale initiale a évolué de 12 stations à 6 (5 dans l'AMP et celle extérieure à la zone de transition) (Fig. 7). Le choix des 5 stations d'échantillonnage a été effectué selon des critères de proximité, de richesse, d'effectif et de

biomasse. La distance moyenne entre stations est de 2,5 km. Dans le bolon de Sangako, une zonation écologique a été établie lors d'une mission préliminaire effectuée en octobre 2007. Cette zonation ainsi que l'accessibilité des lieux et la possibilité d'y effectuer des pêches à la senne tournante dans de bonnes conditions ont permis de choisir six stations le long du bolon (Fig. 7). La distance moyenne entre les stations est de 1,7 km.

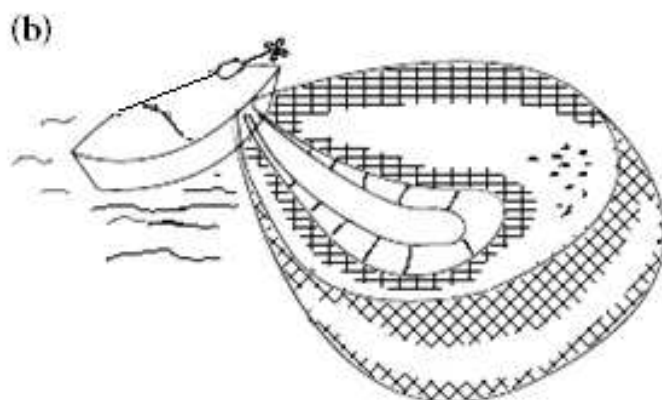
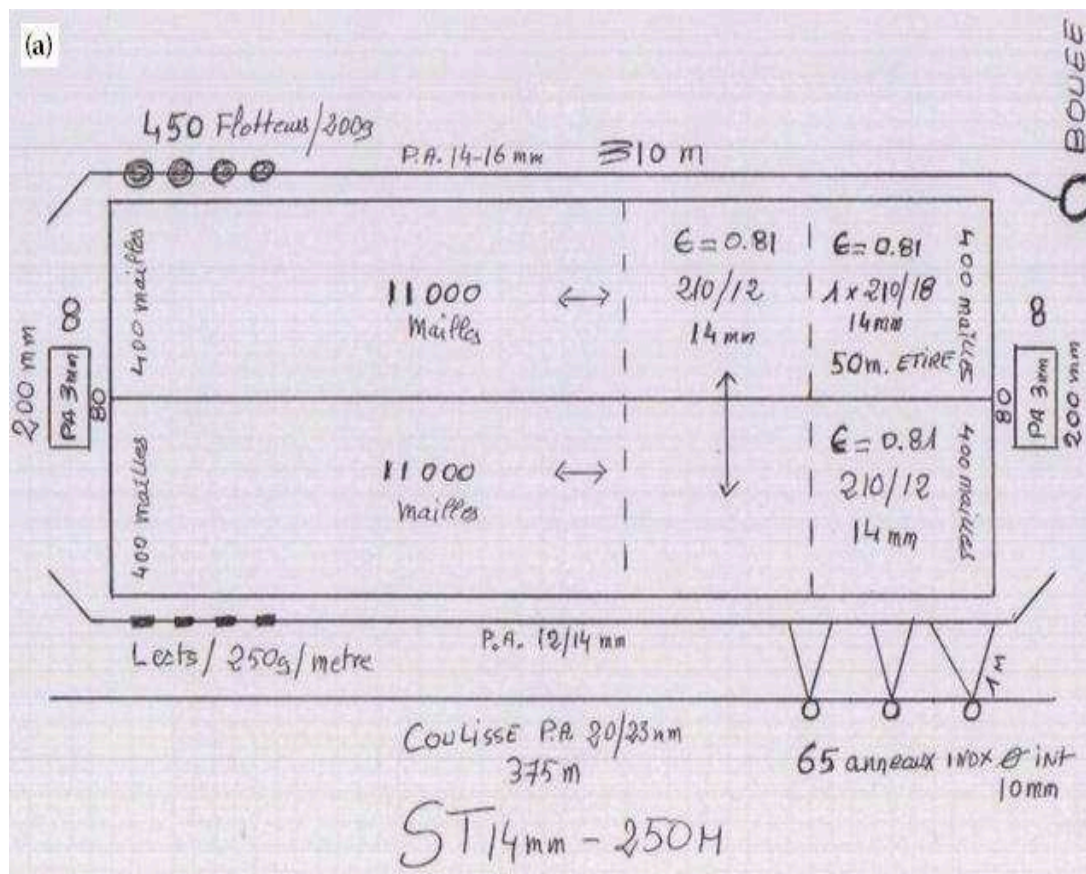


Figure 6 : Senne tournante coulissante, (a) Schéma des différentes parties de la senne tournante coulissante, (b) forme de la senne tournante après encerclement. ST : senne tournante ; PA, Polyamide ; ϵ , taux d'armement (**E**). (Source Jean Raffray)

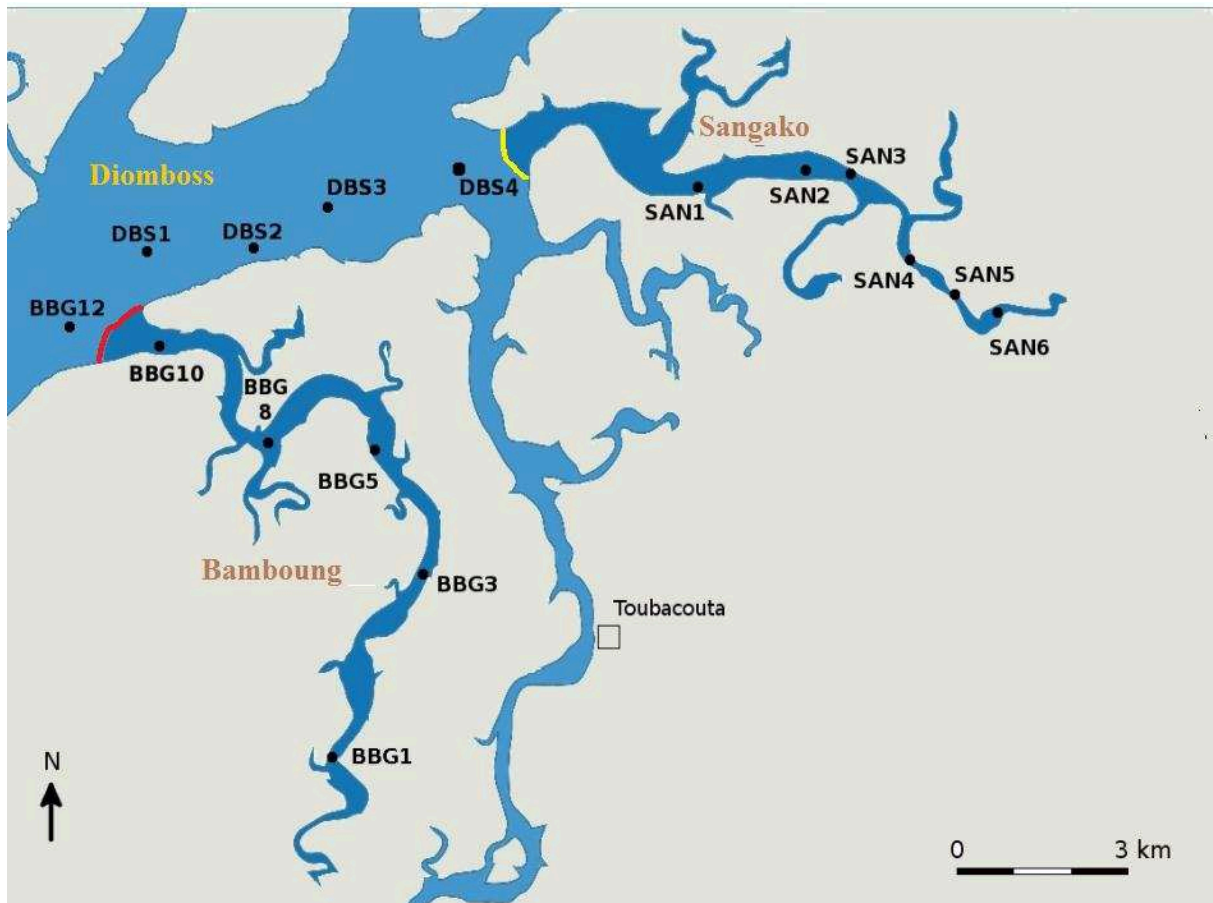


Figure 7 : Localisation des stations d'échantillonnage dans l'AMP de Bamboung (Bamboung), le site du Diomboss (Diomboss) et le bolon de Sangako (Sangako) à partir de 2008. Le trait rouge est la limite de l'AMP, le trait jaune celle du bolon de Sangako.

Les données servant à étudier l'effet de l'AMP de Bamboung sur les pêches à l'extérieur de son périmètre ont été récoltées (en collaboration avec Dr H. Diadiou du CRODT) par des pêches expérimentales à la palangre appâtée (Fig. 8) à proximité de l'AMP de Bamboung en 2012 aussitôt après une mission de suivi des peuplements de l'AMP. Ainsi, le plan d'échantillonnage temporel a respecté la stratégie temporelle de l'étude 2003-2007 à savoir des campagnes de pêche réalisées aux trois grandes saisons hydroclimatiques de la région. La palangre appâtée, engin de pêche retenu, est une technique largement utilisée par les pêcheurs dans cette zone du Sine Saloum. Les engins sont construits suivant un schéma de montage strict : 900 m de longueur, 300 hameçons de taille 6-7 et divisée en trois parties de 100 hameçons grâce à un marqueur placé sur la ligne entre section de 100 (Fig. 8). Cette division en section de 100 hameçons a permis d'augmenter le nombre réel d'enquêtes. L'espace inter-avançon est de plus de 3 mètres et chaque avançon mesure 1,5 m de long.

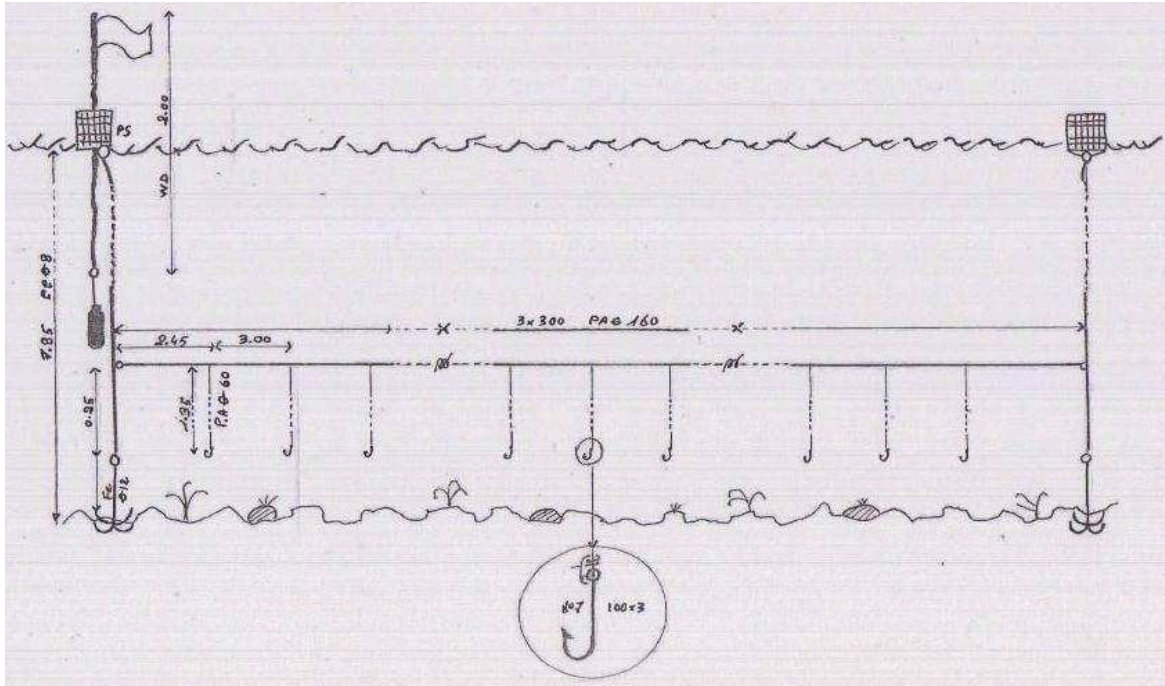


Figure 8 : Schéma d'une palangre appâtée. (Source : Jean Raffray)

Les 32 lieux de pose sont définis par un plan spatial structuré couvrant l'ensemble de la zone de l'étude. Les zones ciblées sont la partie amont, la partie centrale et la partie aval du Diomboss. Au niveau de chaque station identifiée au moyen d'un GPS, une palangre est posée le soir et relevée le lendemain matin (Fig. 9). L'heure de pose et de relève, la position géographique du lieu de pose et de relève, la mesure de la profondeur de pêche et la qualité du coup de pêche sont les paramètres recueillis à la pose comme à la relève.



Figure 9 : Position des 32 stations de pêche prévues dans le protocole (chaque couleur décrit les positions des coups pour un jour de pêche) (fonds de carte GoogleEarth).

II.2.2.2. Échantillonnage dans le PNBA

Comme pour l'AMP de Bamboung, la pêche à la senne tournante a été utilisée pour échantillonner les peuplements de poissons de l'AMP du PNBA (en collaboration avec l'IMROP). Des stations ont été choisies et prospectées aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'AMP (Fig. 10). Du point de vue spatial, le plan visait un échantillonnage stratifié avec un point centré sur un quadrillage systématique de la zone prospectée, mais quelques points ont dû être supprimés pour des raisons d'inaccessibilité aux embarcations. Le plan d'échantillonnage temporel a tenu compte des deux grandes saisons climatiques de la zone du PNBA à savoir la saison humide (de juillet à octobre) et la saison sèche (de novembre à juin). Les échantillonnages ont eu lieu en mai et octobre 2008, et seulement en mai 2010 à cause des problèmes techniques ayant rendu inutilisable le bateau d'appui aux pêches.

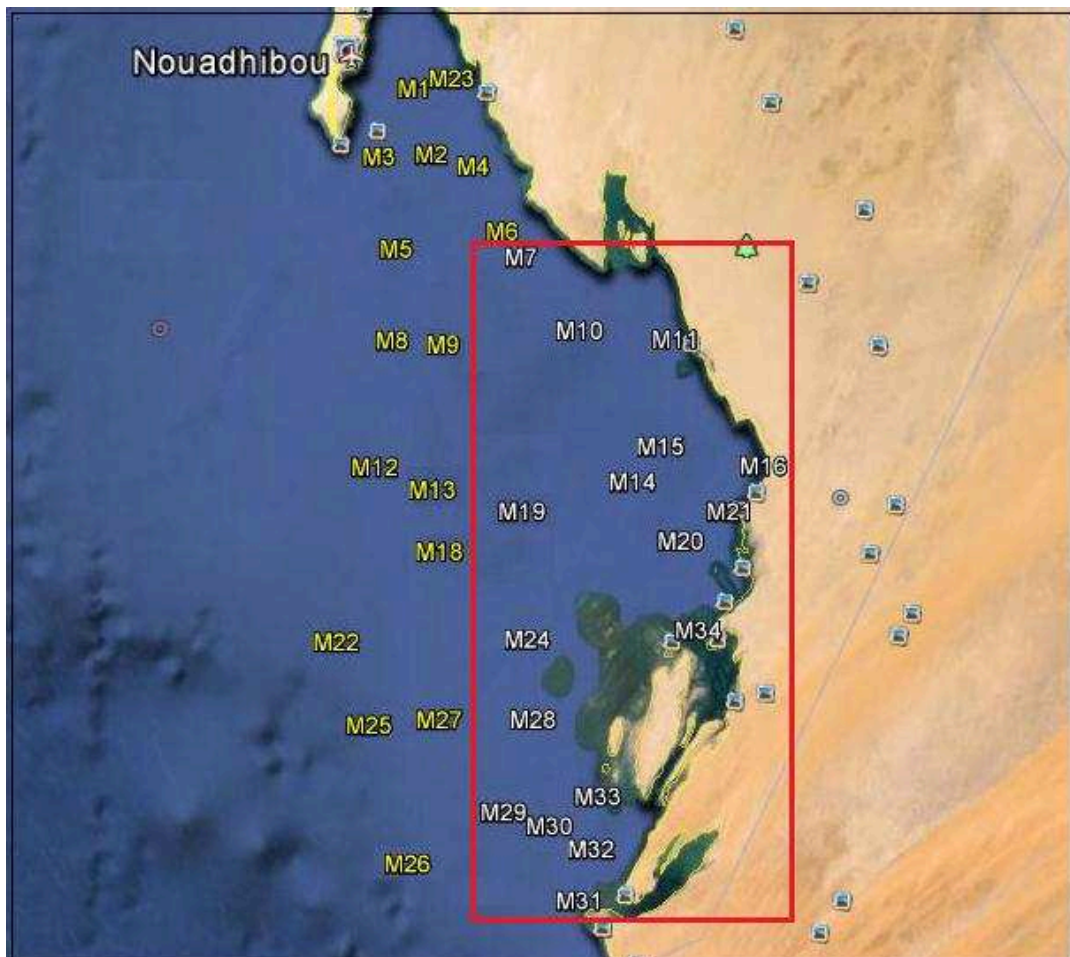


Figure 10 : Position des 23 stations d'échantillonnage à l'intérieur (points blancs) et à l'extérieur (points jaunes) de l'AMP du Parc National du Banc d'Arguin (fonds de carte GoogleEarth).

II.2.2.3. Échantillonnage dans l'AMP des îles d'Urok

Les données récoltées dans l'AMP des îles d'Urok (Fig. 11) proviennent d'un échantillonnage par des pêches expérimentales réalisées à l'aide d'une batterie de filets maillants dormants de surface et de fond (en collaboration avec l'INPA et l'ONG Tiniguena). Chaque batterie est composée de 6 filets de maille différente (14, 25, 36, 50, 60 et 80 mm). (Annexe 1) Chaque nappe a une longueur de 25 m sur 2 m de chute. La stratégie spatiale d'échantillonnage repose sur un plan structuré entre les 3 zones définies pour l'AMP. Sur le plan temporel, les pêches scientifiques sont réalisées en mai 2013, fin de saison sèche (mai-juin) et en novembre 2011 et 2012, fin de saison des pluies (novembre). La période exacte doit se situer à des jours de coefficient de marée intermédiaire (3,8-4,1 m à partir des données au port de Bubaque sur <http://www.hidrografico.pt/guine-bissau.php> avec application d'une correction locale obtenue auprès de l'ONG Tinguena). Le départ pour la pose des filets se faisait vers 16-17h (selon la distance des stations de pêche), aux 2/3 de la marée montante. L'objectif étant de bénéficier de la marée haute entre 18h et 21h, de mouiller les filets à peu près à marée haute et de vérifier que la profondeur de pêche est bien au moins de 7m (Ecoutin 2011). Deux stations sont prospectées par jour soit 4 batteries de filets à raison d'une batterie de surface et de fond par station. Les batteries sont posées tous les jours à partir de 18h et relevées le lendemain à partir de 07h30. La durée de la pose, quand il n'y a pas de problème, est d'environ 4 mn alors que la relève dure en moyenne 12 mn.

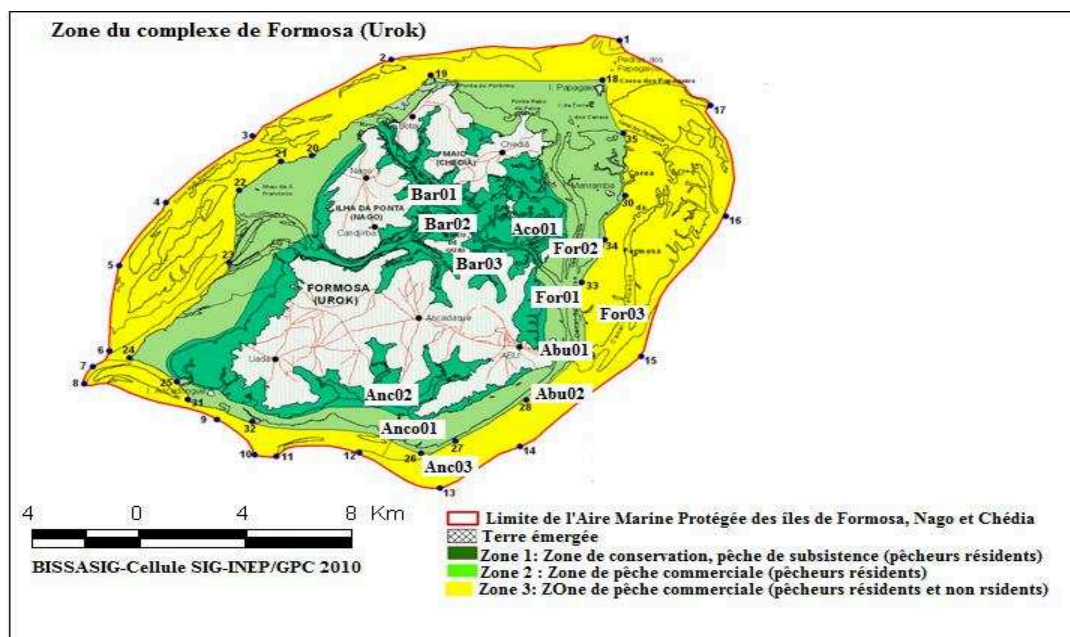


Figure 11 : Position des 12 stations d'échantillonnage dans chacune des trois zones de l'AMP des îles d'Urok (Source : BISSASIG, Guinée-Bissau).

II.2.2.4. Le choix des indicateurs bioécologiques

L'évaluation de la performance écologique des AMP nécessite un suivi de la structure des communautés de poissons. Cette évaluation se fait à l'aide de variables mesurables (abondance, biomasse, richesse, niveau trophique, taille, spectre de taille) qui sont comparées entre une AMP et son point de référence, dans le temps ou dans l'espace (Claudet 2006). Les AMP pouvant avoir un effet sur l'ensemble des espèces, il est nécessaire pour procéder à leur évaluation, d'adopter une approche globale, prenant en compte l'ensemble du peuplement (Terlizzi et al. 2005).

Les indicateurs bioécologiques calculés sont la richesse (nombre d'espèces), l'abondance (nombre d'individus), la biomasse (poids des individus) et le niveau trophique moyen calculé d'après la formule de McClanahan et Mangi (2004). Les indicateurs liés à la structure de taille sont la taille moyenne, la taille maximale et le spectre de taille (Tab. 3). Les mesures réalisées sur les individus pêchés ont permis de tracer des structures de taille en vue d'observer l'évolution intersites de la taille des peuplements sur la durée de l'étude pour l'AMP de Bamboung. Les individus sont groupés en classes de taille de 1 cm. Le nombre d'individus capturés par classe de taille est obtenu en multipliant le nombre d'individus mesurés de chaque espèce par un coefficient d'extrapolation. Celui-ci est le rapport entre le nombre d'individus capturés sur le nombre d'individus mesurés par espèce dans un même coup de pêche. Il est égal à 1 si tous les individus capturés ont été mesurés. Il est supérieur à 1 si le nombre d'individus mesurés est inférieur au nombre d'individus capturés. Pour chaque classe de taille, l'effectif a été pondéré (division par le nombre de coups de pêche) puis transformé en $\log(x+1)$ afin de stabiliser les variances. Les distributions en fréquence de taille des sites sont alors comparables.

Les indicateurs halieutiques sont la prise par unité d'effort (abondance par unité d'effort), la biomasse par unité d'effort, le niveau trophique par unité d'effort, la taille moyenne et la taille maximale par unité d'effort. Le coup de pêche est l'unité d'effort.

Les indicateurs liés à la reproduction sont l'abondance du stock reproducteur, la biomasse du stock reproducteur et la sex-ratio. L'abondance et la biomasse du stock reproducteur sont respectivement le nombre et le poids des individus dont le stade de maturité sexuelle est supérieur ou égal à 3 (maturation sexuelle). Elles sont transformées en $\log(x+1)$ afin de stabiliser les variances qui sont très fortes entre coups de pêche.

Le taux de féminité est utilisé ici pour étudier la sex-ratio (SR). Il est défini comme étant la proportion des individus femelles par rapport à l'effectif total et donne une idée sur

l'équilibre des sexes (Kartas et Quignard 1984). La formule utilisée dans le cas de cette thèse est la suivante : $SR = N_f / (N_f + N_m) * 100$, avec N_f = nombre des femelles et N_m = nombre des mâles.

Les indicateurs biologiques utilisés pour étudier l'effet du PNBA sont ceux définis dans le cadre du projet ANR AMPHORE (Tab. 4). Ils sont calculés au niveau des populations (au sein de chaque espèce) mais aussi des communautés (toutes espèces confondues).

Tableau 3: Liste des indicateurs bioécologiques utilisés et groupés par famille avec leur échelle de mesure et leur mode de calcul.

Famille d'indicateurs	Indicateurs	Échelle de mesure	Mode de calcul
Bioécologique	Richesse	Peuplement	Comptage direct et pondération par coup de pêche
	Abondance	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche
	Biomasse	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche
	Niveau trophique	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche
Indicateurs liés à la taille	Taille moyenne	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche
	Taille maximale	Peuplement	Identifier directement par coup de pêche
	Spectre de taille	Peuplement	Transformation en $\log(x+1)$ et pondération par coup de pêche
	Spectre de taille	Catégorie écologique	Transformation en $\log(x+1)$ et pondération par coup de pêche
	Spectre de taille	Catégorie trophique	Transformation en $\log(x+1)$ et pondération par coup de pêche
Indicateurs Halieutiques	Abondance totale	Peuplement	Calcul direct et pondération par unité d'effort de pêche
	Biomasse totale	Peuplement	Calcul direct et pondération par unité d'effort de pêche
	Taille moyenne des individus	Peuplement	Calcul direct et pondération par unité d'effort de pêche
Indicateurs liés à la reproduction	Abondance du stock reproducteur	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche
	Biomasse du stock reproducteur	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche
	Sex-ratio	Peuplement	Calcul direct et pondération par coup de pêche

Tableau 4: Liste des indicateurs biologiques d'AMPHORE.

Niveau	Indicateur	Définition
Population	Ni	Abondance de la population i
	Bte	Biomasse totale
	Nt	Abondance totale
Communauté	B préd	Biomasse totale de prédateurs (Niveau trophique ≥ 3)

II.3. Traitement statistique des données

Les données environnementales ainsi que les indicateurs bioécologiques ont tous fait l'objet d'analyses statistiques. Les traitements statistiques et les graphiques ont été réalisés avec le logiciel R (R Development Core Team 2014) utilisant la librairie ade4 pour les analyses multivariées (Dray et Dufour 2007). Toutes les données utilisées pour cette étude sont archivées dans le système d'informations PPEAO (Simier et Ecoutin 2012).

II.3.1. Traitement des paramètres environnementaux

Deux approches ont été utilisées pour étudier l'environnement aquatique des 3 AMP. L'approche temporelle, utilisée uniquement pour l'AMP de Bamboug, a consisté à décrire à l'échelle annuelle les paramètres environnementaux de 2003 à 2012, à les comparer entre l'année de référence (2003) et chacune des années de suivi (2004 à 2012) et à caractériser les années et les saisons en fonction des paramètres environnementaux. L'approche spatiale a consisté en une comparaison des paramètres environnementaux entre l'AMP de Bamboug et le bolon de Sangako, entre les trois zones de l'AMP des îles d'Urok puis entre l'intérieur et l'extérieur des limites du PNBA.

II.3.2. Traitement des indicateurs bioécologiques

Les indicateurs bioécologiques sont analysés suivant une approche temporelle intégrant la saisonnalité (trois saisons hydro climatiques), une approche spatiale globale et une approche spatiale saisonnière en vue de faire une comparaison entre l'AMP et le bolon de Sangako, site proche ouvert à la pêche. L'approche spatiale saisonnière est aussi utilisée pour l'étude de l'impact de l'AMP sur les zones proximales en étudiant l'évolution des indicateurs biologiques et halieutiques en fonction de l'éloignement à l'AMP sur le site du Diomboss

(Fig. 9). Concernant l'AMP des îles d'Urok, le traitement est spatial saisonnier car il n'y a eu que trois campagnes de pêche expérimentale en deux ans et deux saisons (novembre : fin de saison des pluies et mai : saison sèche) dans chacune des trois zones. De même une approche spatiale saisonnière a été utilisée en vue de comparer l'intérieur et l'extérieur des limites du PNBA à chaque saison (saison sèche : de mars à mai, saison humide : d'octobre à novembre).

Dans le cas de l'AMP de Bamboung, du bolon de Sangako (Fig. 7) et du PNBA (Fig.11), le coup de pêche à la senne tournante est l'unité d'effort de pêche. Un coup de pêche représente 0,5 ha. Le taux d'échappement d'une senne tournante de ce modèle est estimé à 50% (Charles-Dominique 1989). Les indicateurs bioécologiques sont extrapolés à l'hectare. Pour les pêches expérimentales à la palangre appâtée effectuées dans le site du Diomboss (Fig. 9), le tronçon de 100 hameçons est considéré comme une unité d'effort de pêche. Au niveau de l'AMP des îles d'Urok (Fig. 10), une batterie de filets maillants posée pendant une nuit est considérée comme un coup de pêche.

Si nécessaire, les données ont été normalisées par une transformation de type $\log(x+1)$. L'analyse de la distribution des fréquences de taille est faite par saison et par année au regard de la distribution de fréquence de taille de 2003.

II.3.3. Méthodes d'analyse des données

II.3.3.1. Analyse descriptive

Il s'agit de décrire une variable à l'aide de différents indices permettant de dresser un portrait statistique des variables environnementales et bioécologiques. Dans le cadre de cette thèse, nous présentons le calcul d'indices de tendance centrale (moyenne, mode, médiane), d'indices de dispersion (minimum, maximum, étendue, variance, écart-type, coefficient de variation) et d'indices généraux (nombre, somme), représentés sous forme de « boxplots » (« boîtes à moustaches »), de diagrammes en barre ainsi que de tracés des spectres de tailles.

II.3.3.2. Analyse bivariée

Elle permet de déceler des liens entre deux variables. Elle informe de la nature et de la forme d'une relation entre deux variables. Les tests utilisés dans le cadre de cette thèse sont les tests de comparaison non paramétriques de Mann Whitney Wilcoxon (Wilcoxon 1945) et de Kruskal-Wallis (Kruskal et Wallis 1952). Ces deux tests ont été respectivement préférés au

test t de Student (Student 1923) et à l'analyse de variance à un facteur (ANOVA) (Fisher 1918) du fait du non respect des critères de normalité (Shapiro et Wilk 1965) et/ou d'homogénéité des variances (Bartlett 1937). Au cas où le test de Kruskal Wallis est significatif, un test de comparaison multiple de Kruskal Wallis (kruskalmc) à l'aide du package pgirmess du logiciel R est utilisé pour une comparaison deux à deux. Le test de corrélation de Karl Pearson est aussi utilisé pour la recherche de relation deux à deux entre les indicateurs bioécologiques. Pour étudier l'évolution des indicateurs bioécologiques en fonction de la distance à l'AMP, le test de corrélation de rang de Kendall a été utilisé. Du fait du non respect des critères de normalité des séries de données et du nombre importants d'observation (≥ 50), le test de Kendall est respectivement préféré au test de Karl Pearson et à celui de Spearman. Le test de Kruskal-Wallis est utilisé pour comparer les paramètres environnementaux et bioécologiques entre les années (AMP de Bamboung) et entre les zones (AMP des îles d'Urok). Le test de Wilcoxon est utilisé pour chercher une liaison entre les paramètres environnementaux et bioécologiques de l'AMP de Bamboung et ceux du bolon de Sangako, et entre ceux de l'intérieur et l'extérieur du PNBA. Pour tous les tests, le seuil de significativité retenu est **0.05**.

II.3.3.3. Analyse multivariée

Cette méthode fait intervenir plusieurs variables simultanément. La seule méthode multivariée utilisée dans cette thèse est l'Analyse en Composantes Principales normée (ACPn) (Hotelling 1933). Elle n'a concerné que les variables environnementales des trois AMP. L'ACP permet de caractériser des sites, des stations, des secteurs ou des zones en fonction des variables (paramètres physico-chimiques de l'environnement). La différence de valeur moyenne et d'unité de mesure entre les variables justifient l'utilisation de l'ACP normée qui consiste à travailler sur des données préalablement centrées et réduites.

Les résultats obtenus sont présentés ci-après de manière détaillée. Des tableaux récapitulatifs des principaux résultats des études de l'évaluation de l'efficacité des AMP sont placés dans les pages 164 à 171.

**III. ETUDE DE
L'ENVIRONNEMENT
AQUATIQUE DES AMP**

Compte tenu de la complexité des milieux estuariens, archipélagiques et côtiers d'Afrique de l'Ouest (Baran 2000 ; Pennober et al. 2005), il est important de combiner l'étude des peuplements de poissons à celle de l'environnement aquatique. En particulier dans le contexte d'étude de l'efficacité bioécologique des AMP situées dans des zones soumises à des variations saisonnières, il est plus judicieux de tenir compte des caractéristiques physico-chimiques des sites. Cette approche permet de faire la différence entre les effets induits par les variations environnementales et ceux occasionnés par les mesures de protection (réserve intégrale, AMP multi-usage et restriction spatio-temporelle) sur les peuplements de poissons.

Les études descriptives et comparatives des paramètres physico-chimiques suivies par l'analyse globale de l'environnement aquatique ont été conduites afin de différencier d'éventuels effets causés par les variations environnementales des effets liés à des mesures de gestion (interdiction totale d'accès, réglementation de l'accès) sur les peuplements de poissons.

L'étude des variables environnementales de l'AMP de Bamboung avait pour objectif de décrire l'évolution de l'environnement aquatique de l'AMP dans le temps en mettant l'accent sur la comparaison entre l'année de référence et chacune des années de suivi biologique. Il s'est agi aussi d'une étude spatiale comparant l'environnement aquatique de l'AMP à celui d'un site témoin qui lui est proche à savoir le bolon de Sangako. Les résultats de ces études vont permettre de conclure sur l'homogénéité de l'environnement aquatique du bolon de Bamboung avant et après sa mise en défens puis sur la similarité entre l'environnement aquatique de l'AMP et celui du bolon de Sangako. De même, les paramètres environnementaux des zones interne et externe du PNBA ont été comparés afin de voir si leurs masses d'eau étaient similaires. Pour l'AMP d'Urok, l'étude des variables environnementales avait pour objet la description générale de l'environnement aquatique des trois zones afin d'apporter une réponse sur leur similarité.

Dans ce chapitre, il s'agit de décrire, de comparer et de faire une analyse globale des paramètres physico-chimiques des sites d'étude.

III.1. Le cas de l'AMP de Bamboung

III.1.1. Description de l'environnement de l'AMP

La profondeur des coups de pêche réalisés dans le bolon de Bamboung, avec un minimum de 7,30 m, n'a jamais dépassé les 9 m durant toute la période d'étude. La profondeur moyenne de pêche en 2003 n'est pas différente de celle de chacune des années de suivi d'après le test de Kruskal-Wallis ($\chi^2=7,2$, $df=9$, $p\approx 0,560$) (Fig. 12a)

La transparence varie entre 1,05 m (2009) et 3,17 m (2003) sur toute la période d'étude et sa valeur moyenne, plus importante en 2008 ($2,43\pm 0,42$ m), varie en fonction des années ($\chi^2=37,9$, $df=9$, $p\approx 0,000$). Les résultats du test de comparaison multiple de Kruskal-Wallis montrent une différence significative entre les années 2004-2011, 2005-2009, 2006-2011, 2008-2009 et 2009-2001. La transparence ne diffère pas significativement entre 2003 et chacun des années de suivi (Fig. 12b). **La valeur de salinité** la plus élevée (50) a été enregistrée en 2003 et 2005, et la plus faible en 2012 (22). La salinité ne diffère pas significativement entre les années ($\chi^2=5,6$, $df=9$, $p\approx 0,773$) (Fig. 12c). **La température** varie entre 22,90 (minimum observé en 2004) et 32,20°C (maximum observé en 2005). La différence de température entre les années d'étude n'est pas significative ($\chi^2=6,7$, $df=9$, $p\approx 0,659$) malgré des valeurs moyennes plus importantes en 2011 ($29,31\pm 1,24$ °C) et en 2008 ($29,03\pm 1,60$ °C) (Fig. 12d). **Le pourcentage de saturation en oxygène dissous** est plus élevé en 2010 (96,40%) et plus faible en 2005 (46,20%). Globalement, l'oxygène ne diffère pas entre les années ($\chi^2=7,48$, $df=9$, $p\approx 0,586$) (Fig. 12e). **La conductivité** diffère significativement entre les années ($\chi^2=21$, $df=9$, $p\approx 0,012$) et sa valeur moyenne est plus importante en 2008 ($59,83\pm 2,51$ mS) et plus faible en 2012 ($49,68\pm 10,78$ mS) (Fig. 12f). Les tests de comparaison multiple de Kruskal-Wallis montrent une différence significative entre les années 2008 et 2012.

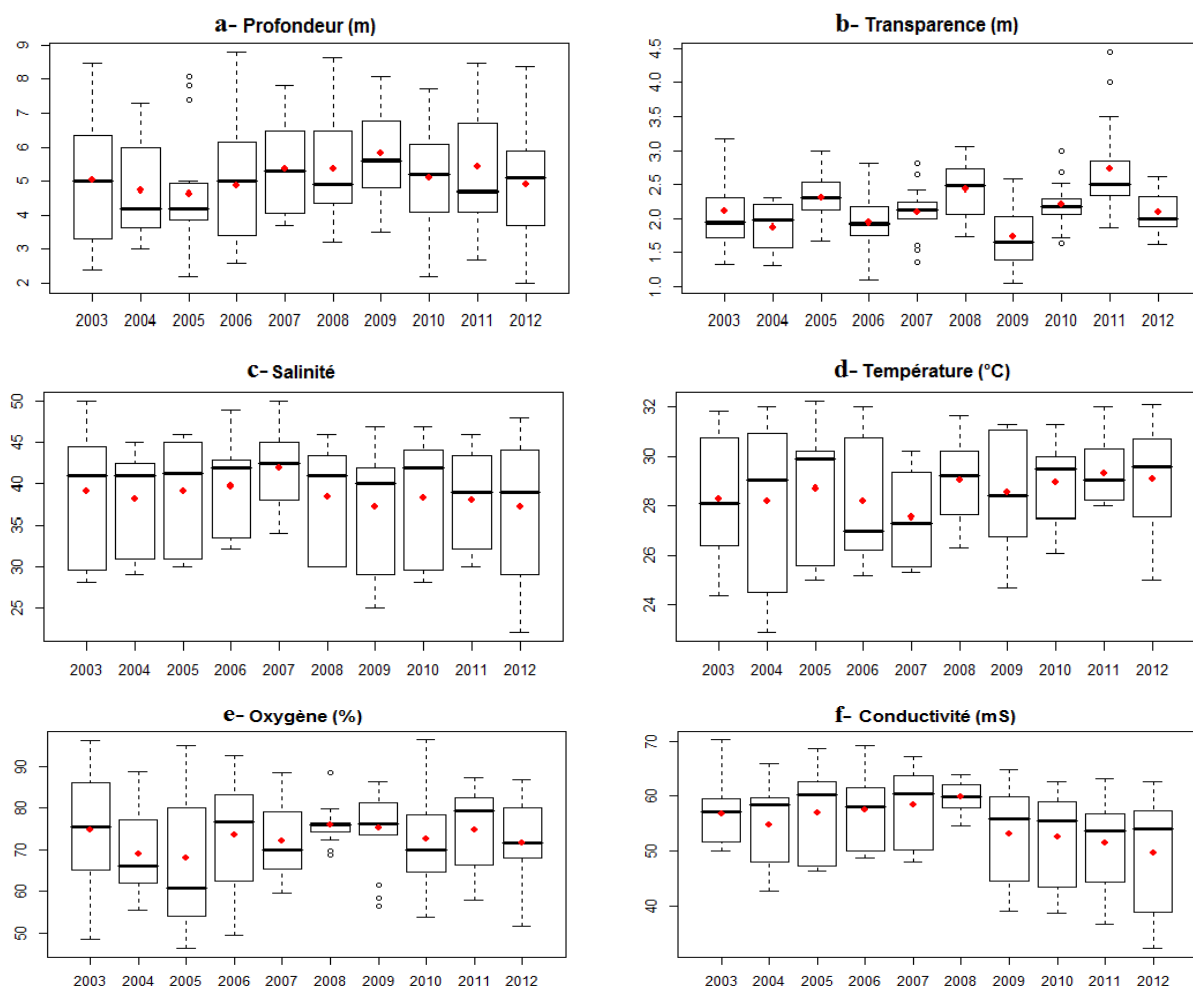


Figure 12: Variabilité annuelle des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2012 (5 stations intra-AMP). Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur.

III.1.2. Analyse globale de l'environnement aquatique

L'histogramme des valeurs propres (Fig. 13a) de l'analyse interannuelles des paramètres physico-chimiques suggère de retenir les deux premiers axes qui expliquent respectivement 52,14 et 19,41% de l'inertie totale du nuage des points, soit un total de 71,55% de l'information contenue dans le tableau de données.

Le cercle de corrélations (Fig. 13b) met en évidence la forte corrélation existant entre la salinité et conductivité. L'axe 1 (horizontal) met en opposition la température contre la salinité, la conductivité et l'oxygène. L'axe 2 (vertical) oppose la transparence à l'oxygène. L'axe 1 met en évidence un caractère saisonnier, du fait qu'il oppose la saison humide caractérisée par des températures élevées aux saisons sèches chaude et froide marquées par une conductivité et une salinité élevées (Fig. 13e). L'axe 2 exprime un gradient de

transparence (Fig. 13c) et permet de faire une distinction entre l'année 2011 et l'année 2009. L'axe 2 permet aussi de faire une distinction entre la saison sèche chaude et la saison sèche froide. Les deux axes ne présentent pas de distinction nette entre les stations (Fig. 13e).

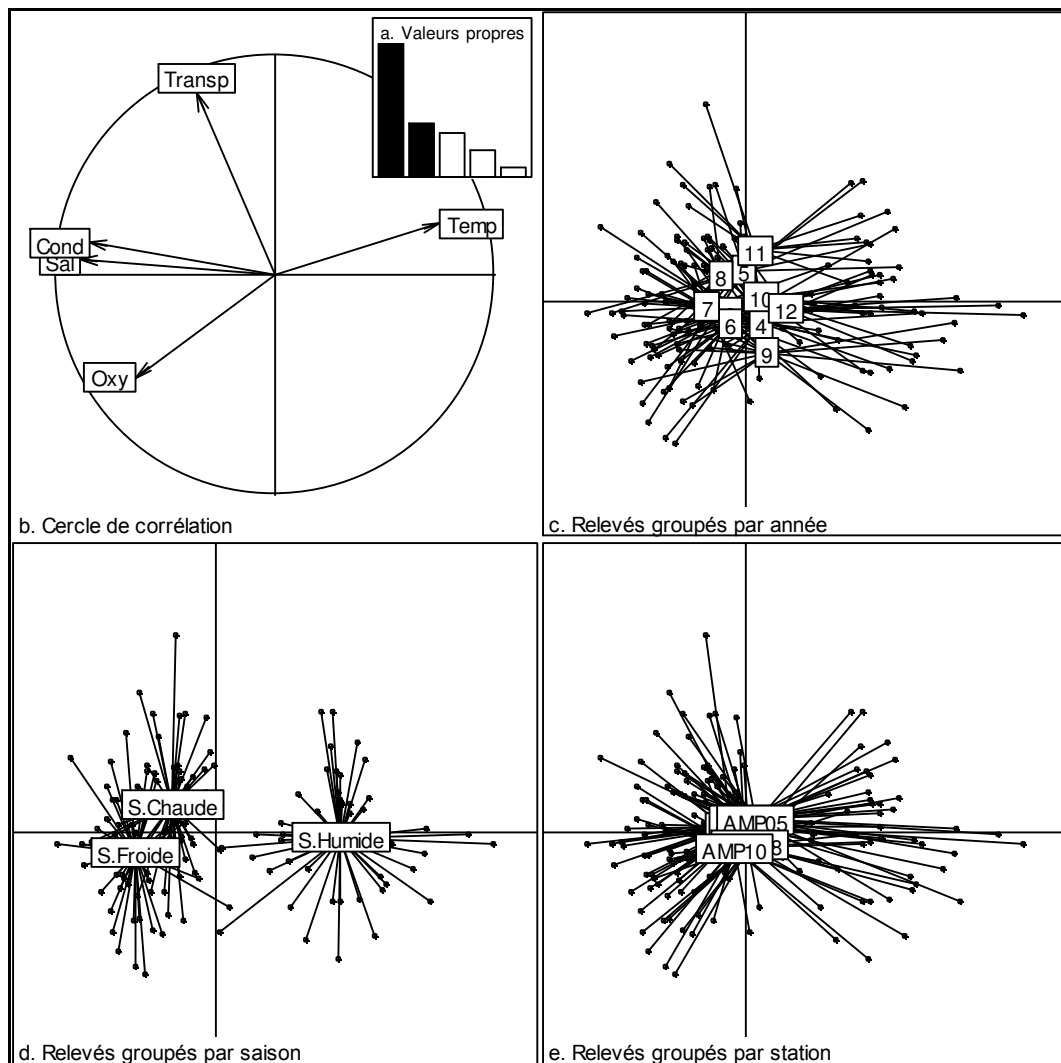


Figure 13 : Analyse en composantes principales normée des variables environnementales du bolon de Bamboing sur la période 2003-2012 (225 relevés). a : Histogramme des valeurs propres. b : Cercle de corrélation des variables sur le plan factoriel défini par les axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). c : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par année. d : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par saison. e : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par station.

III.2. Le cas de l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako

III.2.1. Description comparative de l'environnement

La profondeur moyenne d'un coup de pêche dans l'AMP de Bamboung (Tab. 5) est supérieure à celle calculée dans le bolon de Sangako (Tab. 6). Dans les deux sites, la valeur minimale est supérieure ou égale à 1 m et la valeur maximale n'a jamais dépassé 9 m. La variabilité est légèrement plus forte dans l'AMP (Fig. 14a). Les résultats du test de comparaison de Wilcoxon montrent une différence significative de la profondeur en faveur de l'AMP Bamboung ($W=5465$, $p\approx 0,000$). **La transparence** est peu variable dans les deux sites (Fig. 14b). Elle ne varie pas significativement entre les deux sites ($W=3233$, $p\approx 0,644$). On constate une variabilité de **la salinité** plus importante dans le bolon de Sangako (Fig. 14c). Les résultats du test de Wilcoxon ne montrent pas de différence significative entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako ($W=3255$, $p\approx 0,694$). La variabilité de **la température** est faible dans les deux sites (Fig. 14d). Les résultats du test de Wilcoxon montrent que la température est la même dans les deux sites ($W=3435$, $p\approx 0,845$). Quant au **pourcentage de saturation en oxygène dissous**, les variations sont plus importantes dans le bolon de Sangako que dans l'AMP (Fig. 14e). Aux vues des résultats du test de Wilcoxon ($W = 3553$, $p\approx 0,026$), le pourcentage de saturation en oxygène dissous est significativement plus élevé dans l'AMP (Fig. 14e). **La conductivité** ne diffère pas significativement entre les deux sites d'après les résultats du test de Wilcoxon ($W=2640$, $p\approx 0,277$).

Tableau 5 : Les caractéristiques générales des variables environnementales du bolon de Bamboung pour la période 2008-2012 (75 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Paramètre	Moy.	E.T.	C.V.	Min.	Max.
Profondeur	5,3	1,6	0,3	2	8,6
Salinité	37,8	7,2	0,1	22	48
Transparence	2,2	0,5	0,2	1	4,4
Température	28,9	1,8	0,1	24,7	32,1
Oxygène	74	9,8	0,1	51,5	96,4
Conductivité	53,3	87,4	0,1	32,1	64,9

Tableau 6 : Les caractéristiques générales des variables environnementales du bolon de Sangako pour la période 2008-2012 (90 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Paramètre	Moy.	E.T	C.V.	Min.	Max.
Profondeur	3,4	1,3	0,37	1	6,3
Salinité	37,9	8,4	0,22	22	50
Transparence	2,2	0,5	0,2	1,21	4,2
Température	28,8	2,1	0,1	24,7	33,2
Oxygène	69,8	9,9	0,1	48,1	88,7
Conductivité	51,9	15,4	0,29	35,76	66,5

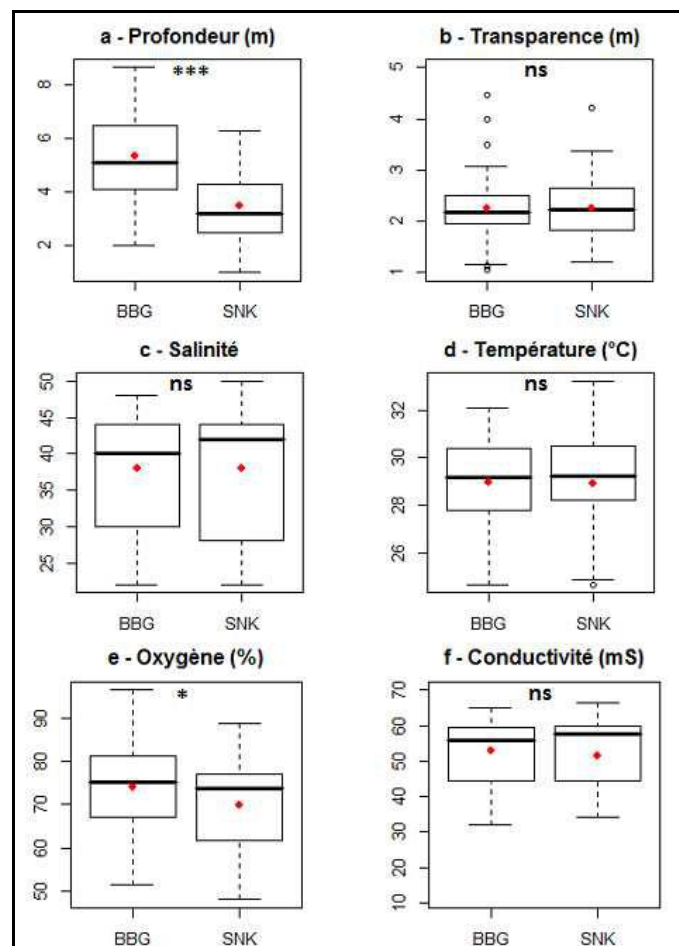


Figure 14 : Variabilité spatiale des 6 principaux paramètres de l'environnement de l'AMP de Bamboung (BBG) et du bolon de Sangako (SNK) entre 2008 et 2012 (5 stations intra-AMP et 6 stations dans Sangako). Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0.05$; **, significatif à $p < 0.01$; ***, significatif à $p < 0.001$

III.2.2. Analyse globale de l'environnement

L'histogramme des valeurs propres (Fig. 15a) suggère de retenir les deux premiers axes qui expliquent respectivement 54% et 19% de l'inertie totale du nuage des points, soit 73% de l'inertie totale.

Le cercle de corrélation permet de voir une opposition entre la température d'une part et la salinité, la conductivité, l'oxygène d'autre part. On note aussi une forte corrélation entre la salinité et la conductivité (Fig. 15b). L'axe 1 est l'axe de la saisonnalité, il oppose la saison humide aux deux autres saisons (froide et chaude). L'axe 2 traduit un gradient de la transparence (Fig. 15c) montrant une légère différence de transparence entre l'AMP et le bolon de Sangako. La position centrale des stations des deux sites (Fig. 15d) ne permet pas de différencier les stations des deux sites d'étude.

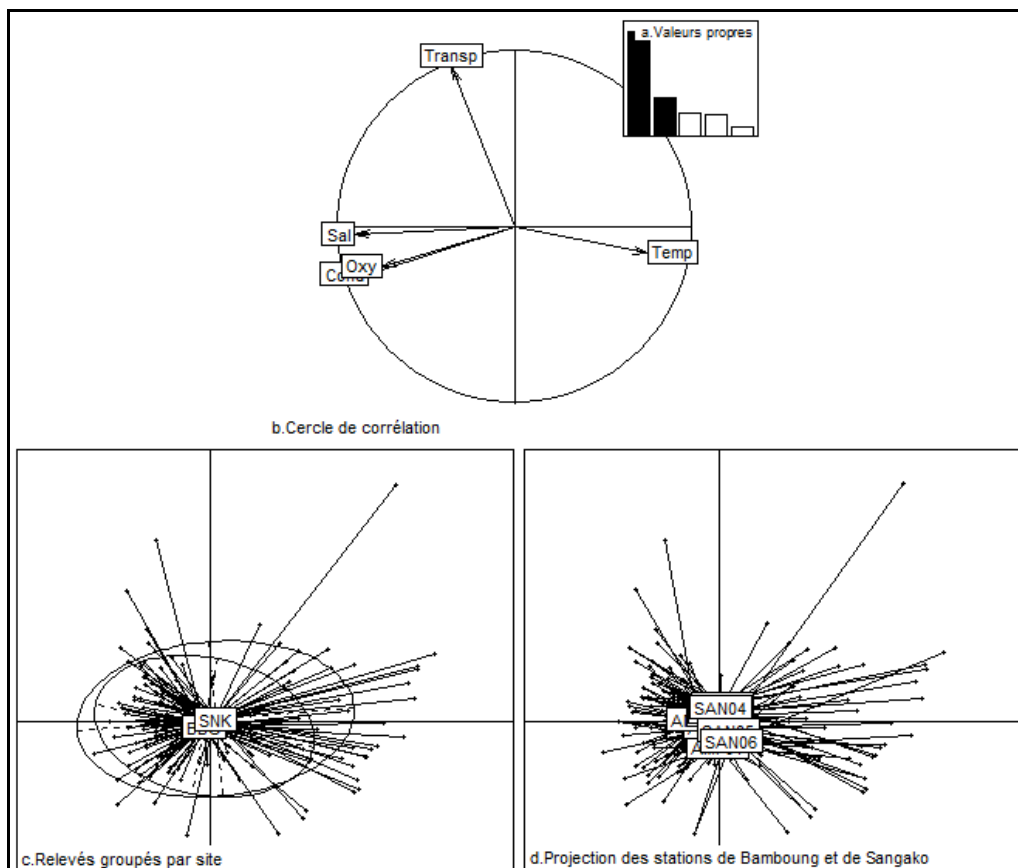


Figure 15: Analyse en composantes principales normée des variables environnementales de l'AMP de Bamboung (BBG) et du bolon de Sangako (SNK) sur la période 2008-2012 (165 relevés). a : Histogramme des valeurs propres. b : Cercle de corrélation des variables sur le plan factoriel défini par les axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). c : Projection des points moyens par site. d : Projection des points moyens par station.

III.3. Le cas du PNBA

III.3.1. Description comparative de l'environnement aquatique

La différence de **profondeur** de pêche est significative entre les deux secteurs au vu des résultats du test de Wilcoxon ($W=1108$, $p\approx 0,012$) (Fig. 16a). La variabilité de la **salinité** est plus importante à l'intérieur de l'AMP qu'à l'extérieur. La valeur moyenne calculée est plus forte dans l'AMP qu'en dehors de l'AMP ; cette différence est significative d'après les résultats du test de Wilcoxon ($W=252$, $p\approx 0,000$) (Fig. 16b). Les mêmes résultats sont obtenus pour la **température** ($W=252$, $p\approx 0,000$) (Tab. 8, 9 ; Fig. 16c) et pour la **conductivité** ($W=214$, $p\approx 0,000$) (Tab. 7, 8 ; Fig. 18d). Quant au pourcentage de saturation en **oxygène dissous**, il est plus variable en dehors de l'AMP qu'à l'intérieur (Tab. 7, 8 et Fig. 16e). Les moyennes calculées ne diffèrent pas significativement ($W=944$, $p\approx 0,334$) d'après les résultats du test T de Wilcoxon.

Tableau 7: Les caractéristiques générales des variables environnementales de la zone interne de l'AMP du PNBA pour les années 2008 et 2010 (42 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Paramètre	Moy.	E.T.	C.V.	Min.	Max.
Profondeur	9	3	35	4	16
Salinité	35	1	3	32	37
Température	24	2	7	18	26
Conductivité	53	2	4	48	60
Oxygène	97	6	6	77	108

Tableau 8: Les caractéristiques générales des variables environnementales de la zone extérieure de l'AMP du PNBA pour les années 2008 et 2010 (40 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Paramètre	Moy.	E.T.	C.V.	Min.	Max.
Profondeur	11	4	39	6	33
Salinité	33	1	2	30	34
Température	21	2	10	17	25
Conductivité	50	2	5	41	52
Oxygène	100	14	14	65	150

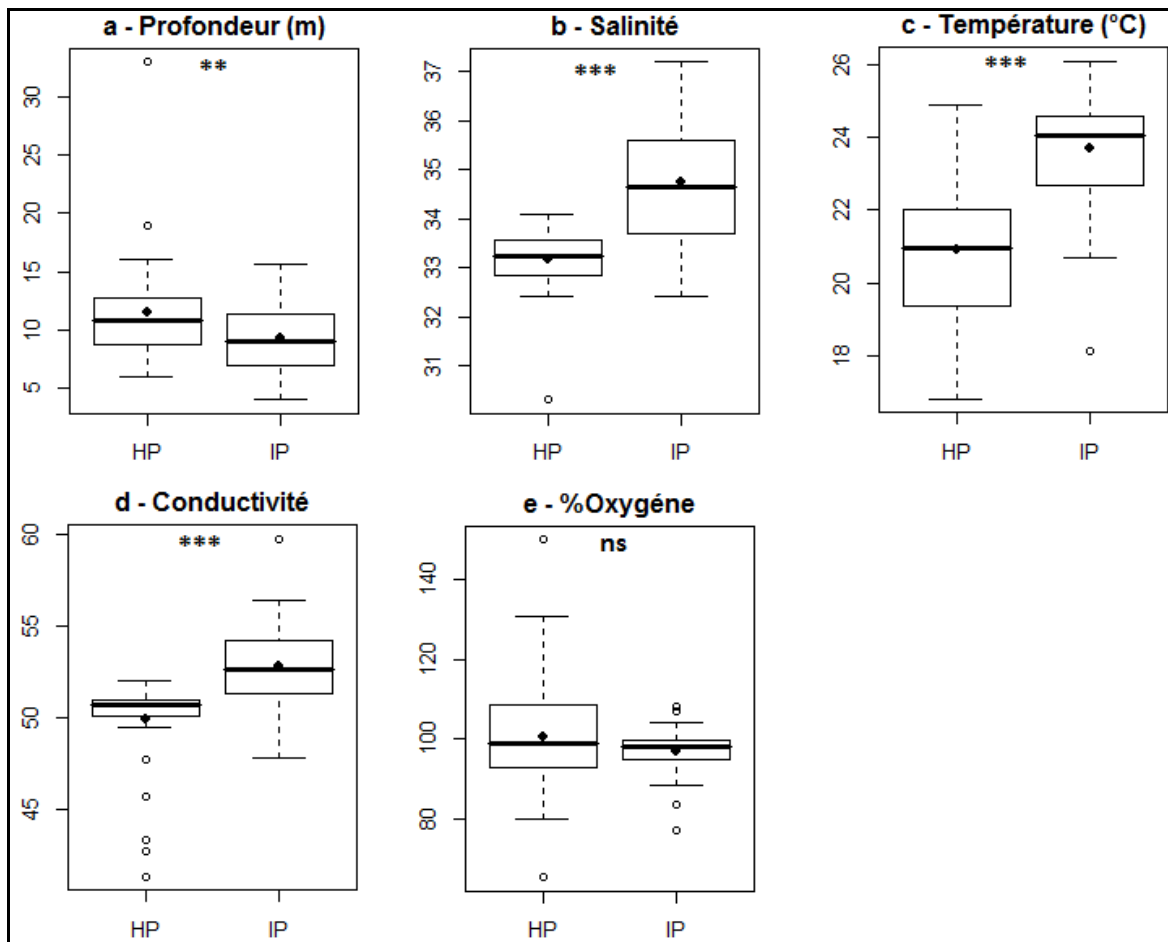


Figure 16: Variabilité spatiale des 5 principaux paramètres de l’environnement prélevés à l’intérieur et à l’extérieur de l’AMP du PNBA. HP : hors parc, IP : intérieur parc. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l’indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l’indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

III.4.2. Analyse globale de l’environnement aquatique

L’histogramme des valeurs propres (Fig. 17a) suggère de retenir les deux premiers axes qui expliquent respectivement 57,47 et 33,32 % d’inertie, soit 80,79% d’inertie totale.

Le cercle de corrélation (Fig. 17b) met en évidence une corrélation entre la température et la salinité projetées à droite de l’axe 1. L’axe 2 traduit un gradient d’oxygène et ne différencie pas les deux secteurs. La figure 19c montre une opposition entre la zone interne et la zone externe du PNBA différenciées par l’oxygène et la température. La position centrale des années (Fig. 17d) et des saisons (Fig. 17e) ne permettent pas de les différencier nettement aussi bien sur l’axe 1 que sur l’axe 2.

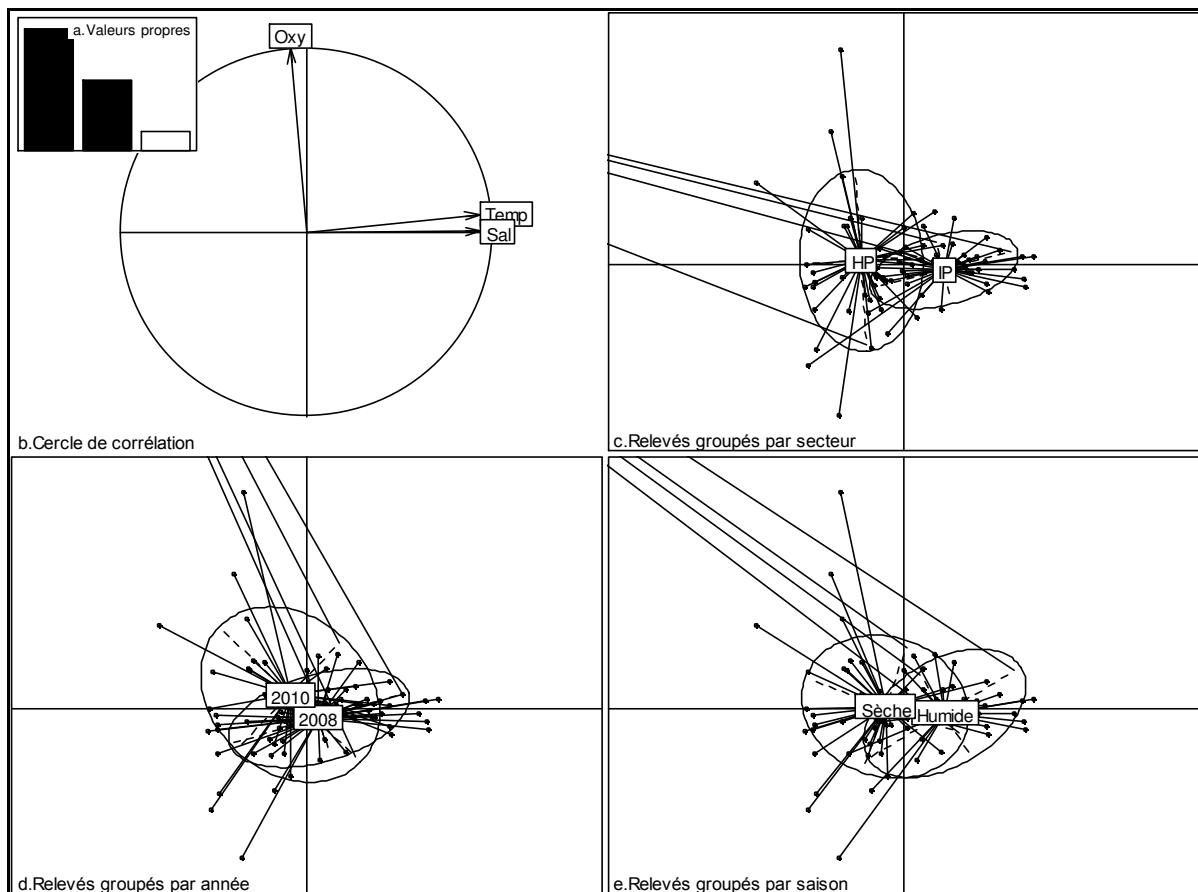


Figure 17: Analyse en composantes principale normée des variables environnementales de l'AMP du PNBA pour les années 2008 et 2010 (82 relevés). a : Histogramme des valeurs propres. b : Cercle de corrélation des variables sur le plan factoriel défini par les axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). c : Projection des relevés avec points moyens par secteur (HP : hors parc, IP : intérieur parc). d : Projection des relevés avec points moyens par année : e : Projection des relevés avec points moyens par saison.

III.3. Le cas de l'AMP d'Urok

III.3.1. Description comparative de l'environnement aquatique

Les **profondeurs** de pêche sont plus variables dans les zones 2 et 3 que dans la zone 1 (Fig. 18). La profondeur moyenne d'un coup de pêche est significativement différente entre les trois zones d'après les résultats du test de Kruskal-Wallis ($\chi^2=13,4$, $df=2$, $p \approx 0,001$). Le test de comparaison multiple de Kruskal-Wallis montre une différence non significative entre la zone 2 et la zone 3, et une différence significative entre la zone 1 et chacune des zones 2 et 3. **La transparence** est plus faible dans la zone 1 et plus élevée dans la zone 2 (Tab. 9). Globalement, la transparence est significativement différente entre les trois

zones (Kruskal-Wallis, chi-squared=22,9, df=2, $p \approx 0,001$). Comparée deux à deux, elle diffère entre la zone 1 et chacune des zones 2 et 3. La variabilité de la transparence est faible quelle que soit la zone (Fig. 18). **La salinité** ne diffère pas significativement entre les trois zones (Kruskal-Wallis, chi-squared=2,8, df=2, $p \approx 0,24$) mais la variabilité est plus importante dans la zone 1 et dans la zone 3 (Tab. 9, Fig. 18). En surface, les valeurs minimale et maximale de salinité sont les mêmes pour les trois zones. Au fond, la salinité est plus importante dans la zone 2 et plus faible dans les zones 2 et 3 (Tab. 9). La différence de **température** n'est pas significative entre les trois zones (Kruskal-Wallis, chi-squared=2,8, df=2, $p \approx 0,238$) malgré une variabilité plus faible en zone 3 (Fig. 18). **Le pourcentage de saturation en oxygène dissous** est plus important dans la zone 3 en surface comme au fond et plus faible dans la zone 2 en surface et au fond (Tab. 9). La valeur moyenne de l'oxygène dissous reste plus élevée dans la zone 3 en surface comme au fond que dans les deux autres zones ($p < 0,05$). La variabilité de l'oxygène dissous est plus faible dans la zone 2 que dans les deux autres zones et la différence est significative entre les trois zones (Kruskal-Wallis, chi-squared=8,8, df=2, $p \approx 0,012$) (Fig. 18). Comparé deux à deux, la différence n'est significative qu'entre la zone 1 et la zone 2.

Tableau 9: Les caractéristiques générales des variables environnementales de l'AMP d'Urok pour la période 2012-2013 (21 relevés en zone 1, 18 relevés en zone 2 et 8 relevés en zone 3) : Moy, moyenne ; E.t., écart type ; Min, minimum ; Max, maximum.

Paramètre		Métriques	Zone1	Zone2	Zone3
Profondeur	Moy		5,04	7,1	9,48
	E.t.		1,57	3,18	2,6
	Min		2	2,3	5,9
	Max		9	13,5	13,2
Transparence	Moy		2,12	2,81	2,7
	E.t.		0,23	0,42	0
	Min		1,8	2,2	2,7
	Max		2,5	3,2	2,7
Salinité	Surface	Moy	32,74	32,66	33,56
		E.t.	1,9	1,88	1,97
		Min	31,13	31,1	31,1
		Max	35,6	35,4	35,46
	Fond	Moy	32,76	32,76	33,54
		E.t.	1,92	2,05	2,01
		Min	31,19	30,99	30,99
		Max	35,65	36,54	35,5
Température	Surface	Moy	29,84	29,62	29,37
		E.t.	0,75	0,82	0,52
		Min	28,95	28,26	28,9
		Max	31,6	31,2	30,43
	Fond	Moy	29,7	29,58	29,3
		E.t.	0,61	0,75	0,38
		Min	28,96	28,28	28,8
		Max	30,8	31,2	29,76
Oxygène	Surface	Moy	98,2	92,1	99,9
		E.t.	12,86	12,21	9,34
		Min	57,6	53,7	71,8
		Max	98,2	92,1	99,9
	Fond	Moy	76,84	77,83	78,66
		E.t.	11,97	12,02	8,52
		Min	59,7	55,1	71,6
		Max	98	93,2	99,9

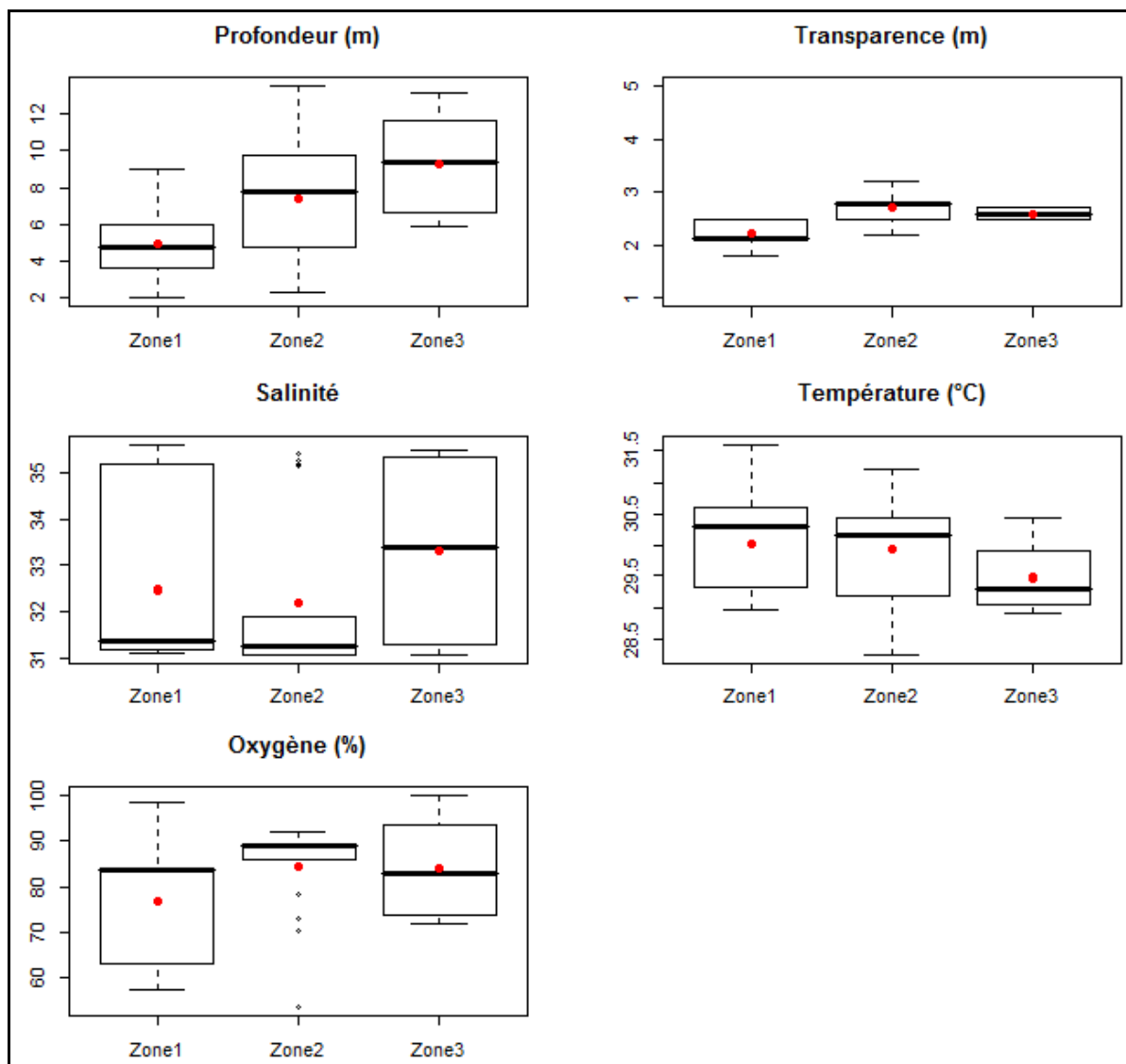


Figure 18 : Variabilité spatiale des 5 principaux paramètres de l'environnement de l'AMP d'Urok entre 2011 et 2013 (3 zones intra-AMP). Pour la salinité, la température et l'oxygène, seules les valeurs de surface sont présentées. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur.

III.3.2. Analyse globale de l'environnement aquatique

Le premier plan factoriel résume 76 % de l'information contenue dans le tableau de données (Fig. 19a). Le cercle de corrélations (Fig. 19b) met en évidence l'existence d'une corrélation positive entre l'oxygène et la température.

L'axe 1 (horizontal), qui représente à lui seul 51% de l'information, met en opposition l'oxygène et la température contre la salinité. L'axe 2 (25%) correspond à un gradient de transparence. L'axe 1 présente un caractère essentiellement saisonnier (Fig. 19e), opposant la

saison sèche, caractérisée par des valeurs de salinité maximales, à la saison humide (fin de saison des pluies) caractérisée par des températures et des pourcentages de saturation en oxygène dissous importants. L'axe 2 exprime un gradient spatial zone centrale-zone périphérique (Fig. 19d), les eaux des stations de la zone 2 et de la zone 3 étant plus transparentes que les eaux des stations de la zone 1. L'axe2 oppose aussi les stations de la zone centrale à celles de la zone périphérique (Fig. 19c).

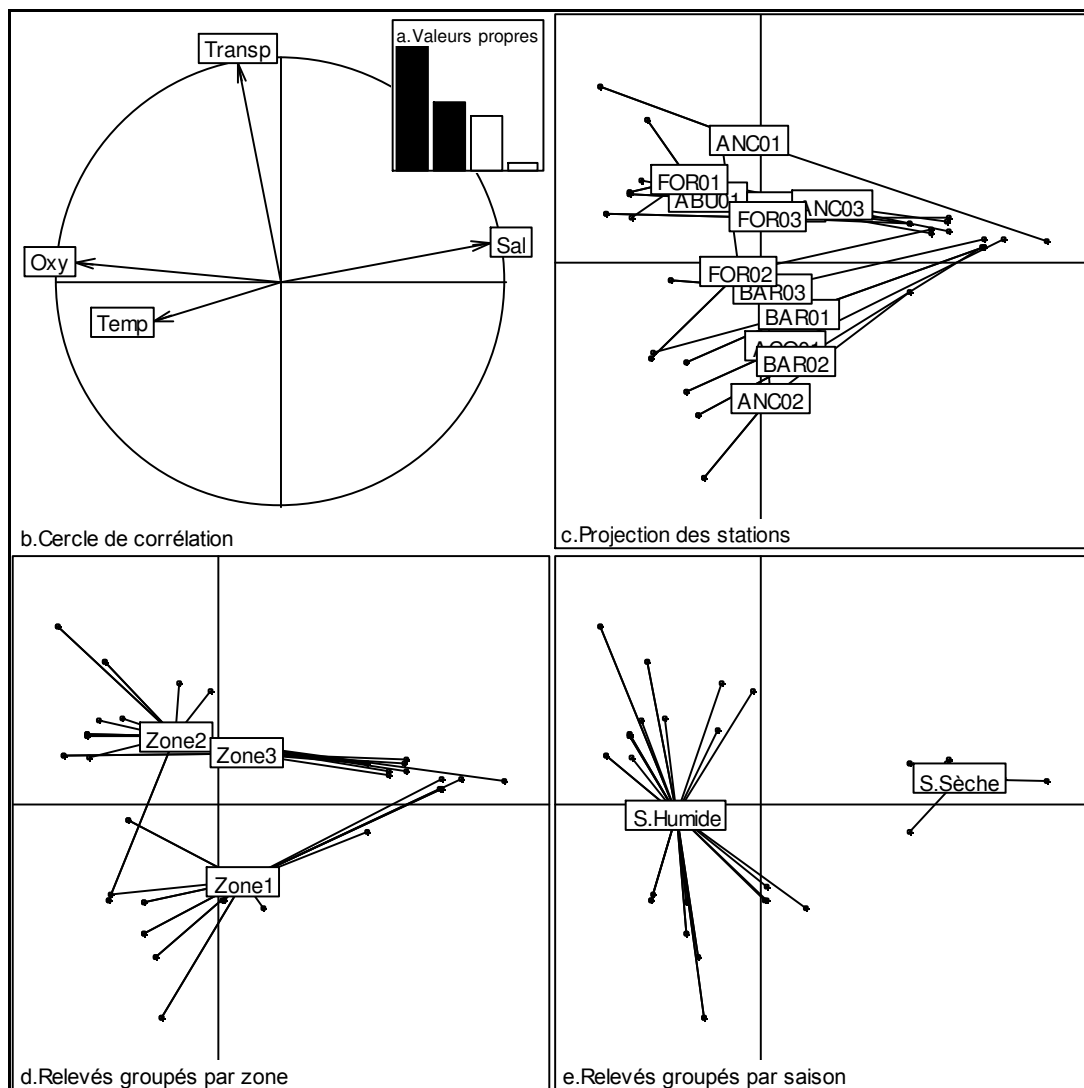


Figure 19 : Analyse en composantes principales normée des variables environnementales de l'AMP des îles d'Urok sur la période 2011-2013 (47 relevés). a : Histogramme des valeurs propres. b : Cercle de corrélation des variables sur le plan factoriel défini par les axes 1 (horizontal) et 2 (vertical). c : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par zone. d : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par station.

III.5. Discussion

III.5.1. L'environnement aquatique de l'AMP de Bamboung

L'analyse temporelle des paramètres physico-chimiques a permis de constater une faible évolution globale de l'environnement aquatique de l'AMP de Bamboung par rapport à la situation de référence. Cependant certains paramètres comme la transparence et la conductivité ont évolué de façon significative entre certaines années après la fermeture du bolon de Bamboung à l'exploitation halieutique. Cette évolution s'est traduite par une opposition entre l'année 2009, année pendant laquelle l'environnement aquatique de l'AMP a connu une importante oxygénation et l'année 2011, année au cours de laquelle les eaux de l'AMP ont été plus transparentes. De même, en 2007, l'environnement aquatique de l'AMP était plus salé contrairement à l'année 2012 qui était plus chaude et moins riche en sels dissous. D'une année à l'autre les différences observées restent cependant très faibles. En effet, entre deux années la différence de profondeur moyenne annuelle de pêche est toujours inférieure à 1,3 m alors que celle de la transparence moyenne annuelle n'a jamais dépassé 1 m. La différence de salinité moyenne annuelle entre deux années est comprise entre 0 et 4,7 alors que celle de la conductivité moyenne annuelle reste inférieure à 48 mS. Entre deux années, la différence de température moyenne annuelle est inférieure à 2°C et celle du pourcentage de saturation en oxygène dissous n'a jamais dépassé 4,5% en 10 ans.

Ces résultats corroborent ceux obtenus par Ecoutin et al. (2010). Les auteurs ont comparé les caractéristiques environnementales de l'estuaire du Sine Saloum et ont trouvé de faibles différences annuelles de salinité moyenne (1,1), de température moyenne (1,1°C), de pourcentage de saturation en oxygène (10,4%) et de transparence moyenne (0,76 m) entre les années 1992 et 2002. De même, Simier et al. (2004) ont trouvé des différences de salinité, de température et de transparence moyennes annuelles très faibles entre plusieurs stations prospectées dans l'estuaire du Sine Saloum en 1992. 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 relativement **homogène**.

Le principal facteur de variations est saisonnier, avec une opposition marquée entre la saison humide (octobre) et la saison sèche (mars et juin). La saison humide est caractérisée par les salinités les plus basses (autour de 22) en raison de la pluviométrie importante (Ecoutin et al. 2012) et des températures maximales (30 à 32,2°C). La saison sèche est

caractérisée par des salinités plus fortes (50) et des températures minimales en mars (22,9°C) qui augmentent en mai-juin (28 à 30°C).

Au plan spatial, l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako présentent des caractéristiques environnementales proches entre 2008 et 2012. En effet, les différences de moyenne des variables environnementales sont très faibles entre les deux sites. Elles sont inférieures à 2 m pour la profondeur des coups de pêche, à 0,01 m pour la transparence, à 0,04 pour la salinité, à 0,08°C pour la température, à 4,02% pour l'oxygène et à 1,32 mS pour la conductivité. L'analyse globale montre une faible variabilité interstations au sein d'un même site et une faible variabilité intersites. La proximité des deux sites (8 km), la faible superficie en eau de l'AMP de Bamboung (environ 300 ha) et du bolon de Sangako (environ 378 ha) et une profondeur moyenne de l'ordre de 6 m dans les deux sites (Ecoutin et al. 2013) expliquent cette homogénéité. Les résultats des analyses comparatives et globales ont montré deux sites similaires sur le plan environnemental et un effet saisonnier bien marqué.

III.5.2. L'environnement aquatique du PNBA

Quel que soit le paramètre environnemental, les différences de valeurs moyennes entre les deux secteurs ne dépassent pas 3 unités. Les eaux du secteur intérieur de l'AMP sont plus salées, plus chaudes et plus denses que celles du secteur extérieur. Des valeurs de salinité et de température moyennes trouvées par Clavier et al. (2011) sont légèrement plus élevées. Cependant, ils ont trouvé un pourcentage de saturation en oxygène dissous (12,31% à 90,29%) plus faible. Ainsi, on peut considérer que les masses d'eau des deux secteurs sont homogènes. Ce qui s'explique par la position des stations prospectées, situées sur le plateau continental caractérisé par des fonds généralement réguliers et une pente douce vers le large pour la plus grande partie du plateau (Chavance et Girardin 1991).

III.5.3. L'environnement aquatique de l'AMP d'Urok

Dans l'AMP d'Urok, les zones 2 et 3 sont plus profondes que la zone 1. Cette différence s'explique par la position des stations de la zone 2 et 3 situées dans des chenaux (canal de Pélican et canal de Formosa). La différence de transparence ne dépasse pas 1 m entre les trois zones, celles du pourcentage de saturation en oxygène dissous sont inférieures à 8 %. Les différences de salinité entre zones n'ont jamais dépassé la valeur de 1. Les écarts de température entre zones sont toujours inférieurs à 1°C. Le paramètre le plus discriminant est la transparence qui n'est pas liée à la saison et qui discrimine la zone 1 des deux autres zones.

Les valeurs moyennes de température obtenues dans cette étude sont légèrement plus élevées que les valeurs moyennes annuelles de température trouvées (28,1 à 29,2°C) par Krömer et al. (1994) dans l'archipel des Bijagos. En ce qui concerne la salinité, les valeurs enregistrées sont proches de celles des années 1994 (Krömer et al. 1994). Il en est de même pour la transparence (1,4 à 3,3 m) dans la zone de Rio en 1994.

Les faibles différences observées entre les zones permettent de conclure à une homogénéité des masses d'eau au sein de l'AMP d'Urok. Ce résultat peut s'expliquer par la présence d'importants marnages de l'ordre de 5 m qui affectent entièrement l'île d'Urok (Pennobert 1999). De même, les agents dynamiques marins (la marée, la houle, les courants océaniques) favorisent le brassage et le transport de nutriments organiques issus des upwellings côtiers de la zone périphérique à la zone centrale de l'AMP (Pennobert 1999). L'analyse globale met en évidence la séparation des deux saisons (sèche et humide).

L'analyse globale fait ressortir un facteur saison (sèche et humide) moins marqué dans le PNBA que dans l'AMP de Bamboung et dans celle des îles d'Urok.

III.6. Conclusion

Dans les trois AMP, l'analyse globale a fait apparaître des variations saisonnières. Ce caractère saisonnier oppose la saison humide (température de l'eau maximale et salinité minimale) aux saisons sèches froide et chaude (salinité de l'eau maximale et température minimale) dans l'AMP de Bamboung et celle d'Urok. Dans le PNBA, l'opposition est moins nette entre la saison humide (salinité et température de l'eau maximales) et la saison chaude (salinité et température de l'eau minimales).

Les trois AMP sont situées dans des milieux ouverts qui sont des milieux influencés par les facteurs abiotiques (Blaber et al. 2000 ; Roy et al. 2001). Les effets des facteurs abiotiques sur les traits de vie et la structuration des peuplements de poissons ont été démontrés dans ces types de milieux (Cyrus et Blaber 1987 ; Whitfield 1999 ; West et Walford 2000 ; Bœuf et Payan 2001 ; Young et Potter 2002 ; Castillo-Rivera et al. 2002 ; Barletta et al. 2005). En effet, les facteurs physico-chimiques tels que la salinité, la température, la transparence, la profondeur, l'oxygène dissous et leurs fluctuations régulières ou irrégulières à différentes échelles de temps et d'espace influent sur la biologie et l'écologie des poissons estuariens (Baran 1995 ; Simier et al. 2004 ; Panfili et al. 2004 ; Akin et al.

2005), lagunaires (Cyrus et Blaber 1987 ; Albaret et Ecoutin 1990 ; Miner et Stein 1993 ; Albaret 1999 ; Pombo et al. 2007) et même marins (Cardinale et al. 2002).

L'ensemble des études environnementales menées dans les trois AMP ont permis de mettre en évidence de faibles différences aussi bien dans le temps (évolution annuelle) que dans l'espace (comparaison intérieur-extérieur). Compte-tenu des effets induits par les variations des paramètres environnementaux sur la structuration, l'organisation et la biologie des poissons, il est très difficile de faire la part des choses entre un effet environnemental et un effet AMP. Il apparaît alors plus fiable d'étudier l'efficacité des 3 AMP par saison. Cette approche saisonnière permet de minimiser les effets environnementaux. Ainsi, les différences observées entre les peuplements de poissons comparés pourraient être attribuées à la mise en place de l'AMP.

**IV. EVALUATION DE
L'EFFICACITE D'UNE AMP
COMME OUTIL DE
RESTAURATION DES
RESSOURCES MARINES**

L'objet de ce chapitre est de vérifier si l'AMP de Bamboung contribue à la restauration des ressources marines.

Dans un premier temps, l'évaluation est faite suivant une approche temporelle. Elle consiste à étudier l'évolution des indicateurs bioécologiques et les modifications de la structure des peuplements de poissons et des guildes fonctionnelles. Ainsi, à partir des différences observées entre l'année de référence (2003) et chacune des années de suivi (2004-2012), il sera possible de dire si l'AMP de Bamboung a contribué à une restauration des ressources marines ou pas.

Dans un second temps, l'évaluation est faite suivant une approche spatiale et consiste à faire une analyse comparative entre le peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung et celui du bolon de Sangako. Les indicateurs bioécologiques et les spectres de taille seront comparés entre les deux sites sans tenir compte des saisons (approche spatiale globale) puis en tenant compte des saisons (approche spatiale saisonnière). Ainsi, compte tenu du fait que les deux sites sont proches (8 km) et que les conditions environnementales externes (pluviométrie, vent, ensoleillement, marée, courant marin, humidité de l'air...) sont supposées être les mêmes, les différences observées pourront être attribuées à l'effet de l'AMP de Bamboung. Mieux, ces différences sont discutées pour voir s'il s'agit d'une restauration des ressources marines ou pas.

IV.1. Approche par analyse temporelle

IV.1.1. Variation saisonnière des indicateurs bioécologiques

Entre 2003 et 2012 et sur la base des 5 stations choisies dans l'AMP, 50 coups de pêche ont été effectués permettant de capturer 35 978 poissons pour un poids total de 2,2 t en saison froide (mars). Les 50 coups de pêche effectués en saison chaude (juin) ont permis de capturer 5 595 individus pour un poids total de 0,4 t. En saison humide (octobre), 50 coups de pêche ont été effectués et ont permis de capturer 15 025 poissons pesant 0,8 t.

Entre 2003 et 2012, l'abondance du peuplement de poissons de l'AMP a évolué en dents de scie au cours des trois saisons (Fig. 20a). Les plus faibles abondances ont été notées en 2009 pour la saison froide, en 2008 pour la saison chaude et en 2011 pour la saison humide. En revanche, des abondances très fortes ont été notées en 2011 pour les saisons chaude et froide et en 2010 pour la saison humide. En saison froide, seules les abondances des années 2006, 2010 et 2011 sont supérieures à celle de 2003. En saison chaude, mise à part l'année 2011, l'abondance en 2003 est supérieure à celles de toutes les années de suivi du peuplement de poisson de l'AMP de Bamboung. En saison humide, seules les abondances des années 2009 et 2010 sont supérieures à celle de 2003.

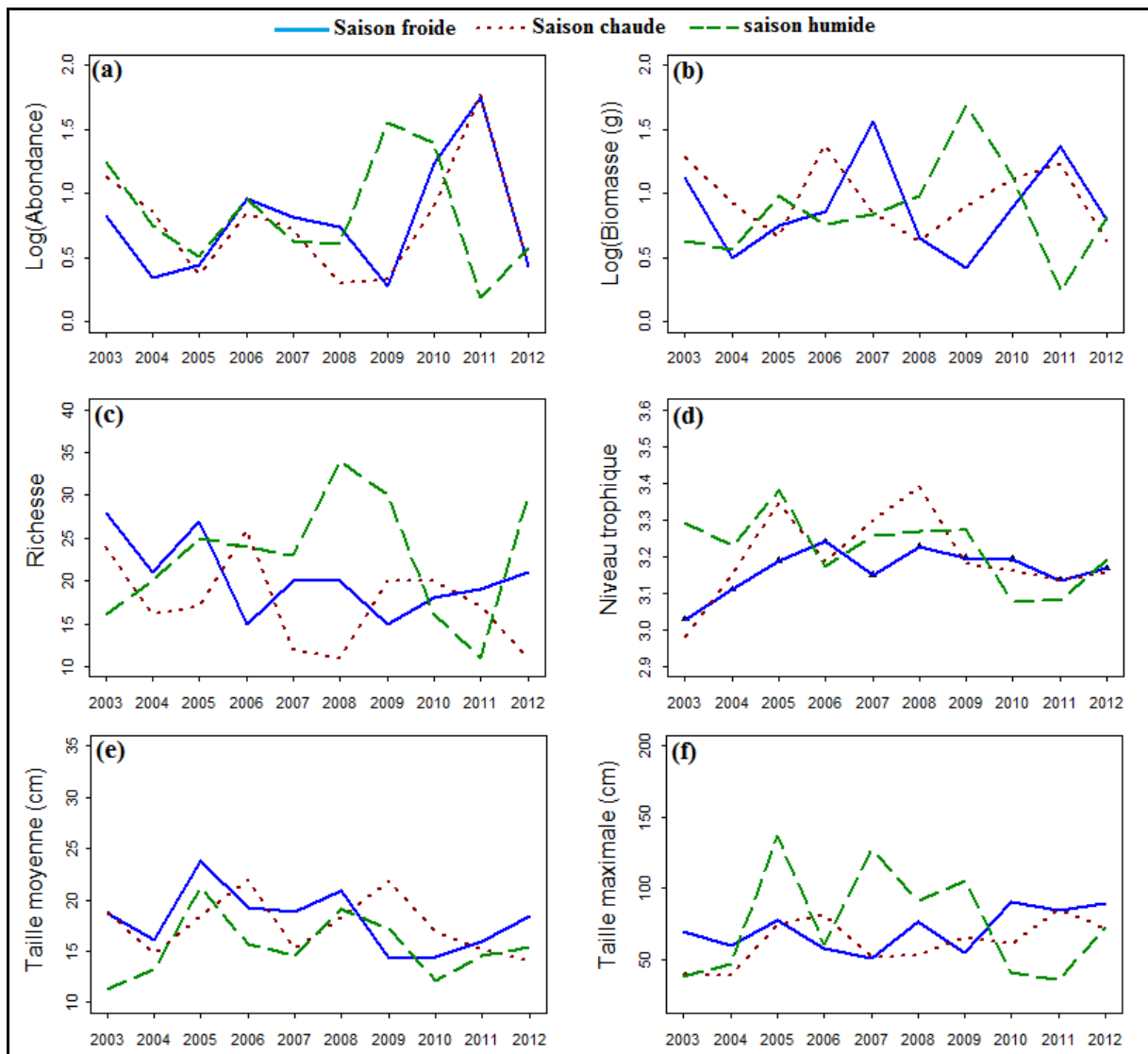


Figure 20 : Evolution annuelle des indicateurs bioécologiques par saison dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012. a : Abondance, b : Biomasse, c : Richesse spécifique, d : Niveau trophique, e : Taille moyenne, f : Taille maximale.

De même que l'abondance, la biomasse du peuplement de poisson de l'AMP de Bamboung a évolué irrégulièrement entre 2003 et 2012 (Fig. 20b). Les plus fortes biomasses ont été enregistrées pour la saison froide en 2007, pour la saison chaude en 2006 et pour la saison humide en 2009. Les biomasses les plus faibles ont été notées pour la saison froide en 2009, pour la saison chaude en 2008 et 2012, et pour la saison humide en 2011. En saison froide, la biomasse en 2003 est supérieure à celles de toutes les années de suivi du peuplement de poissons de l'AMP sauf celle de l'année 2011. En saison chaude, seule la biomasse de l'année 2009 est supérieure à celle de l'année 2003. En saison humide, la biomasse de l'année 2003 n'est supérieure qu'à celles des années 2004 et 2011.

Les courbes d'évolution saisonnière de la richesse spécifique montrent des alternances d'années à faible diversité et d'années à diversité élevée par rapport à 2003 (Fig. 20c). La richesse spécifique la plus élevée est notée en 2003 pour la saison froide (28 espèces), en 2006 pour la saison chaude (26 espèces) et en 2008 pour la saison humide (34 espèces). Les richesses spécifiques les plus faibles ont été enregistrées en 2006 et 2009 pour la saison froide (15 espèces), en 2008 et 2012 pour la saison chaude (11 espèces) et en 2011 pour la saison humide (11 espèces). En saison froide, la richesse spécifique a affiché une tendance à la baisse depuis la fermeture du bolon de Bamboung. La valeur trouvée en 2003 est supérieure à celles de toutes les années de suivi du peuplement de l'AMP. En saison chaude, la tendance générale de la richesse est à la baisse et mise à part l'année 2006, l'année 2003 est plus riche que les années de suivi. En saison humide, la richesse spécifique de 2003 n'est supérieure qu'à celle de 2011.

Les courbes d'évolution du niveau trophique montrent aussi des fluctuations annuelles entre 2003 et 2012 (Fig. 20d). En saison froide, le niveau trophique est plus élevé en 2007 et plus bas en 2003 alors qu'en saison chaude, il est plus élevé en 2008 et plus bas en 2003. En saison humide, le niveau trophique est plus élevé en 2008 et plus bas en 2010 et 2011. Celui de la saison humide affiche une tendance à la baisse après l'année 2003 malgré une légère hausse en 2005. En saison froide et en saison chaude, le niveau trophique en 2003 est plus faible que ceux des années de suivi du peuplement de poissons. En saison humide, à part l'année 2005, le niveau trophique de 2003 est supérieur à celui de toutes les années de suivi du peuplement de poissons.

La taille moyenne du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung est très fluctuante entre 2003 et 2012, quelle que soit la saison (Fig. 20e). Les tailles moyennes les plus grandes ont été notées en 2005 pour la saison froide, en 2006 et 2009 pour la saison chaude et en 2005 pour la saison humide. En revanche, les tailles moyennes les plus faibles sont notées en 2009 et 2010 pour la saison froide, en 2012 pour la saison chaude et en 2003 pour la saison humide. En saison froide, la tendance est à la baisse après l'année 2005 malgré une hausse à partir de 2010. En saison chaude, la tendance est aussi à la baisse bien que deux pics soient notés en 2006 et 2009. A part ces deux années de pic, la taille moyenne en 2003 est supérieure à celle des années de suivi. En saison humide, la taille moyenne a tendance à baisser après l'année 2005 et la valeur calculée en 2003 est toujours inférieure à celle des années de suivi.

Entre 2003 et 2012, la courbe d'évolution annuelle de la taille maximale observée du peuplement de poissons de l'AMP affiche une tendance à la hausse, quelle que soit la saison (Fig. 20f). La taille maximale la plus élevée a été enregistrée en 2010 pour la saison froide (91 cm), en 2011 pour la saison chaude (86 cm) et en 2005 pour la saison humide (106 cm). En revanche la taille maximale la plus faible a été enregistrée en 2007 pour la saison froide (55 cm), en 2008 pour la saison chaude (39 cm) et en 2011 pour la saison humide (36 cm). En saison froide, la valeur de la taille maximale observée en 2003 est supérieure à celles des années 2004, 2006, 2007 et 2009. En saison chaude, la taille maximale observée en 2003 est restée inférieure à celles des années de suivi du peuplement de poissons. En saison humide, seule la taille maximale observée en 2011 est inférieure à celle de l'année 2003.

IV.1.2. Corrélation entre les indicateurs bioécologiques

En saison froide, les résultats des tests de corrélation deux à deux entre les différents indicateurs montrent des relations non significatives sauf entre la richesse et le niveau trophique moyen. En effet, la relation entre la richesse et le niveau trophique moyen est forte et significative ($t = -2,3$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,04$) (Tab. 10).

En saison chaude, seules les relations entre la richesse et la biomasse ($t = 4,4$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,00$), et entre la richesse et la taille moyenne ($t = 2,4$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,03$) sont fortes et significatives (Tab. 10).

En saison humide, les relations fortes et significatives sont notées entre l'abondance et biomasse ($t = 3,9$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,00$), la richesse et la taille moyenne ($t = 2,7$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,02$), la taille maximale et le niveau trophique ($t = 2,7$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,02$), et la taille maximale et la taille moyenne ($t = 3,30$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0,01$) (Tab. 10).

Tableau 10 : Coefficient de corrélation de Pearson entre les indicateurs bioécologiques par saison dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012.

	Indicateur	Abondance	Biomasse	Richesse	Niveau trophique	Taille moyenne	Taille maximale
Saison froide	Abondance	1	0,4	-0,2	-0,1	-0,3	0,4
	Biomasse	0,4	1	0,1	-0,3	0	-0,2
	Richesse	-0,2	0,1	1	-0,6	0,6	0,2
	Niveau trophique	-0,1	-0,3	-0,6	1	0,2	0
	Taille moyenne	-0,3	0	0,6	0,2	1	0
	Taille maximale	0,4	-0,2	0,2	0	0	1
Saison chaude	Abondance	1	0,4	0,1	-0,3	-0,3	0,4
	Biomasse	0,4	1	0,8	-0,6	0,4	0,2
	Richesse	0,1	0,8	1	-0,5	0,7	0,1
	Niveau trophique	-0,3	-0,6	-0,5	1	0	0,2
	Taille moyenne	-0,3	0,4	0,7	0	1	0,2
	Taille maximale	0,4	0,2	0,1	0,2	0,2	1
Saison humide	Abondance	1	0,8	0	-0,1	-0,2	-0,1
	Biomasse	0,8	1	0,4	0,2	0,3	0,4
	Richesse	0	0,4	1	0,5	0,7	0,6
	Niveau trophique	-0,1	0,2	0,5	1	0,6	0,7
	Taille moyenne	-0,2	0,3	0,7	0,6	1	0,8
	Taille maximale	-0,1	0,4	0,6	0,7	0,8	1

IV.1.3. Modification de la structure en tailles du peuplement

IV.1.3.1. Evolution de la structure en tailles en saison froide

En saison froide de l'année 2003, le plus petit individu capturé mesure 56 mm, il s'agit d'un *Hippocampus algiricus*. Le plus grand individu mesure 695 mm (*Strongylura senegalensis*). La distribution de fréquence de tailles des captures est de forme bimodale (Fig.21) : le premier mode (5 à 15 cm), le moins important avec 11% de l'effectif total, est centré sur la classe 8 cm ; le second (16 à 30 cm), centré sur la classe 20 cm regroupe 88% de l'effectif total. Au-delà de 30 cm, les individus observés sont rares (1% de l'effectif total).

Les distributions de fréquences de tailles des années de suivi présentent toutes un premier mode proche de celui de 2003 (année de référence) et plus représentatif que celui de 2003 (Fig. 21). En revanche, le second mode de 2003 est plus représentatif que celui des années de suivi. Beaucoup de gros individus sont apparus dans l'AMP entre 2004 et 2012.

En saison froide, il y a une modification de la structure en tailles du peuplement de l'AMP de Bamboung caractérisée par une forte présence d'individus de plus en plus petits et une présence d'individus de taille supérieure à 30 cm.

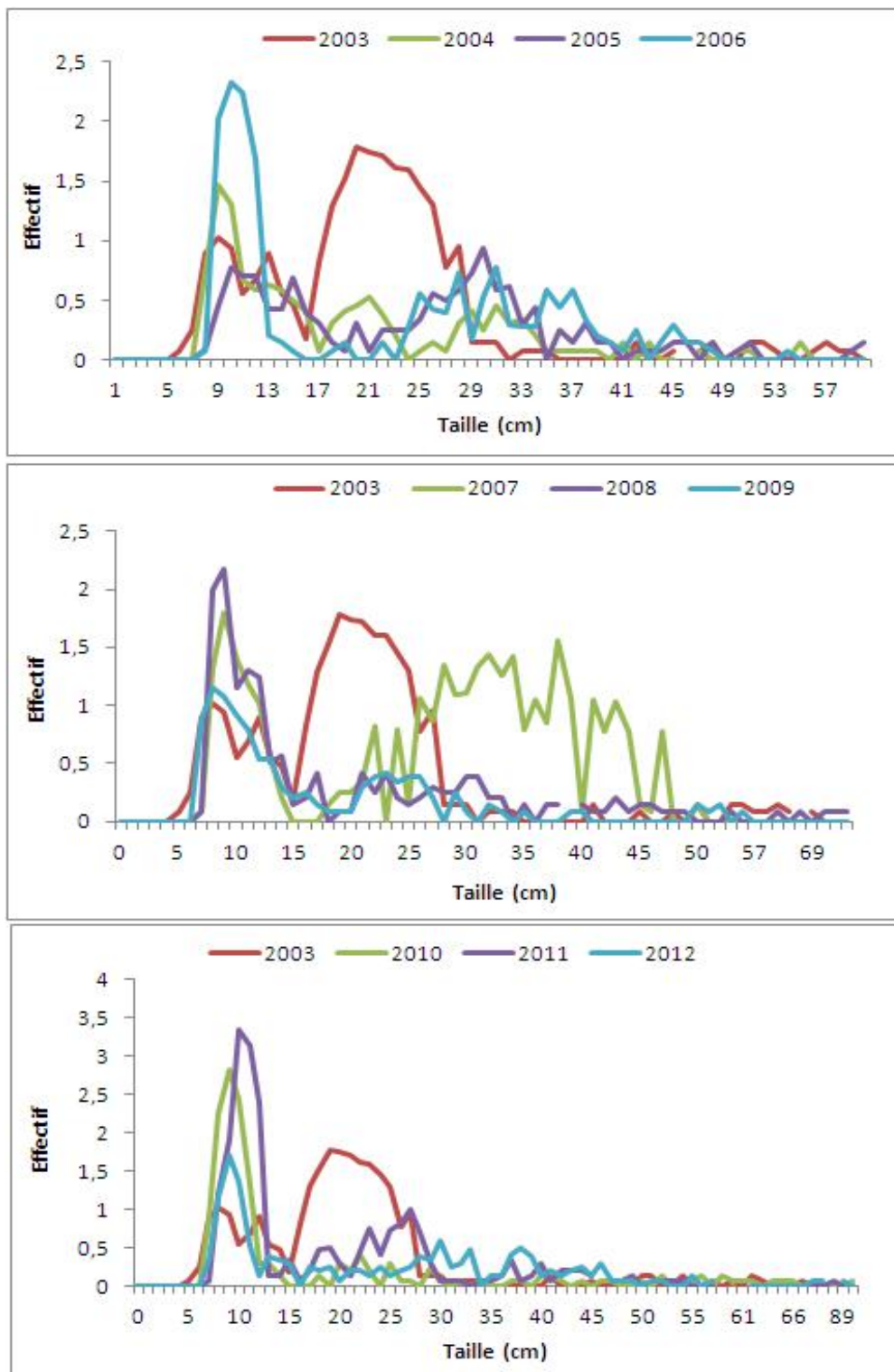


Figure 21 : Distribution de fréquences de tailles du peuplement de poisson de l'AMP de Bamboung entre 2003 et 2012 (effectif en log+1) : 2004 à 2006 (a), 2007 à 2009 (b), 2010 à 2012 (c). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 3 figures, saison froide.

IV.1.3.2. Evolution de la structure en tailles en saison chaude

En saison chaude de l'année 2003, le plus petit individu capturé mesure 8 cm (*Eucinostomus melanopterus*). Le plus grand mesure 33 cm (*Cynoglossus senegalensis*). La distribution de fréquence de tailles des captures est trimodale. Le premier mode (8 à 14 cm), représenté par 11% des individus observés, est centré sur la classe 11 cm. Le second (15 à 25 cm), centré sur la classe 20 cm représente 81% de l'effectif total. Le troisième mode, centré sur 27 cm, s'étend entre 26 et 33 cm avec 7% de l'abondance totale. Un seul poisson (39 cm) de plus de 33 cm a été capturé (Fig. 22).

Après la fermeture du bolon de Bamboung, la structure en tailles du peuplement de poissons est unimodale (2004, 2007 à 2010 et 2012) ou bimodale (2005, 2006 et 2011). Les premiers modes sont très variables avec des amplitudes faiblement différentes de celle de 2003. Le premier mode de 2003 est beaucoup moins représentatif que celui des années de suivi. En revanche, le second mode de l'année 2003 est plus représentatif que celui des années de suivi (Fig. 22). Il y a eu peu d'individus de plus de 25 cm après la mise en place de l'AMP.

En saison chaude, après la mise en place de l'AMP de Bamboung, la structure en tailles du peuplement de poisson est caractérisée par une forte présence d'individus de plus en plus petits, une baisse de la proportion des individus de taille moyenne et une augmentation de celle des individus de plus de 33 cm.

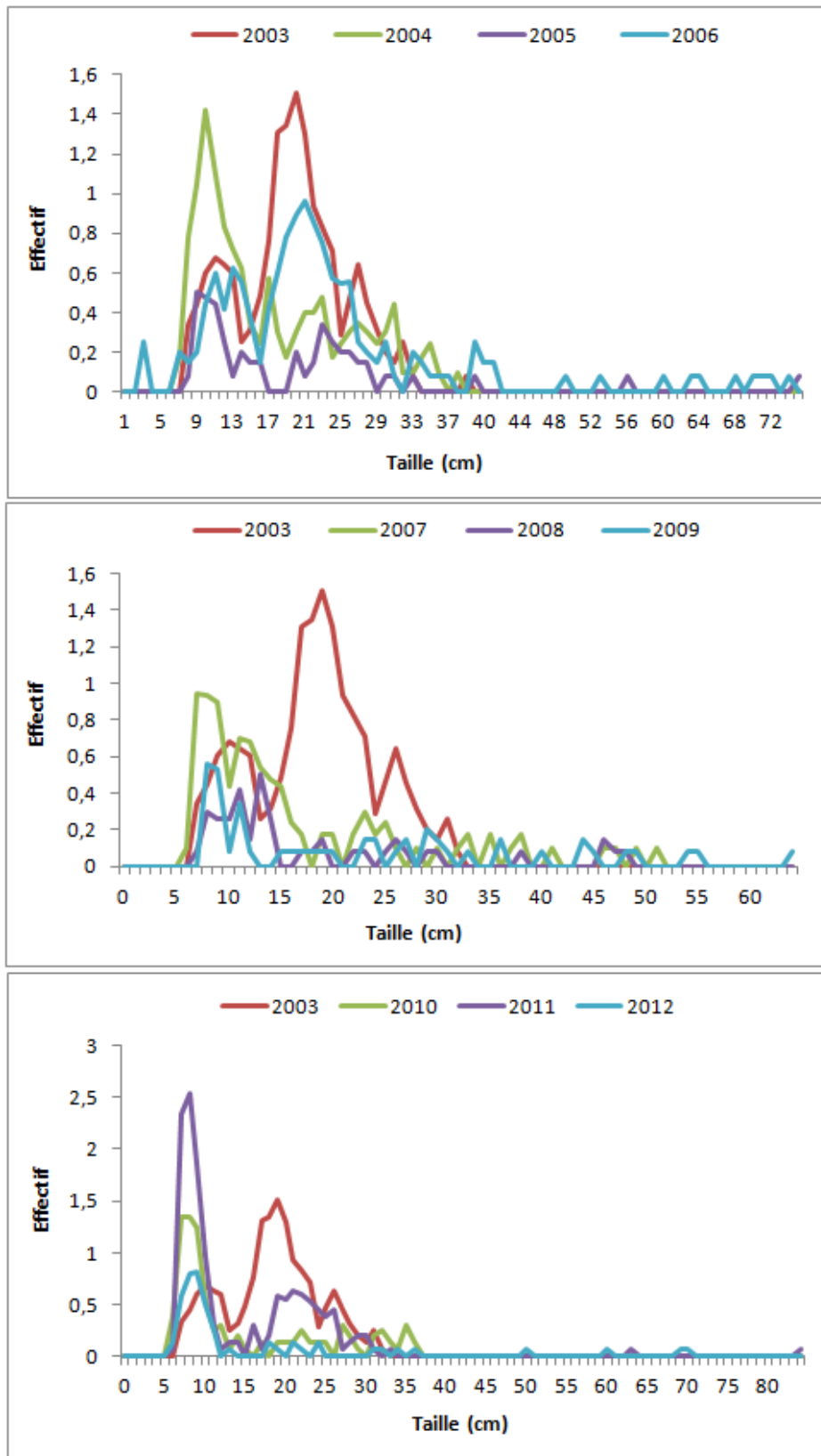


Figure 22 : Distribution de fréquences de tailles du peuplement de poissons de l'AMP de (effectif en log+1) : 2004 à 2006 (c), 2007 à 2009 (b), 2010 à 2012 (c). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 3 figures, saison chaude.

IV.1.3.3. Evolution de la structure en tailles en saison humide

En saison humide de l'année 2003, deux gerréidés (*Encinostomus melanopterus* et *Gerres nigri*) de 7 cm sont les plus petits poissons capturés alors qu'un haemulidé (*Pomadasys jubelini*) de 37 cm est le plus grand. La distribution de fréquence de tailles est unimodale. Ce mode unique (7 à 26 cm), regroupe 99,9% des individus observés et est centré sur la classe 9 cm (Fig. 23).

Mise à part l'année 2004, les spectres de tailles des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung sont bimodaux (2005, 2006, 2007 et 2012) ou trimodaux (2008 à 2011). Les premiers modes des années de suivi sont d'amplitude plus petite et moins représentative que celle de 2003. Plus de 95% des individus sont groupés dans la première classe modale pour les années 2004 et 2006, et plus de 70% pour les années 2005, 2007, 2009 et 2012 (Fig. 23). Très peu d'individus ont une taille supérieure à 26 cm.

En saison humide, la structure en tailles du peuplement de poissons s'est modifiée. Cette modification est caractérisée par une augmentation de la proportion des individus de petite taille, une diminution de celle des individus de taille moyenne et une augmentation de celle des individus de grande taille.

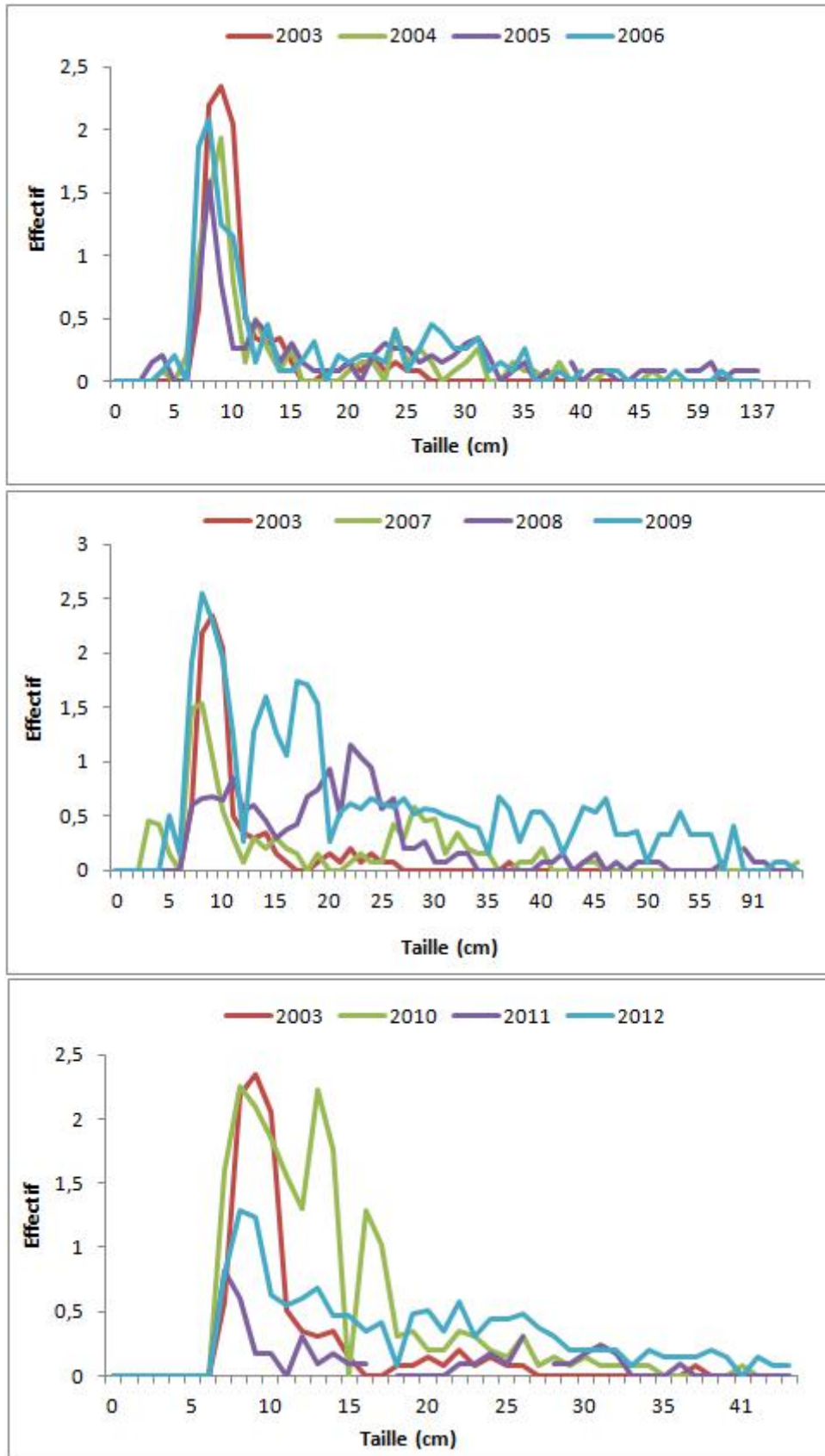


Figure 23 : Distribution de fréquences de tailles du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung (effectif en log+1) : 2004 à 2006 (a), 2007 à 2009 (b), 2010 à 2012 (c). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 3 figures, saison humide.

IV.1.4. Modification de la structure en tailles des catégories écologiques

IV.1.4.1. Spectre de tailles des guildes écologiques en saison froide

En saison froide de l'année 2003, la structure en tailles des catégories écologiques est bimodale. Le premier mode (6 à 15 cm) regroupe des espèces marines estuariennes (35% de l'effectif total), des espèces estuariennes d'origine marine (35%), des espèces estuariennes strictes (15%), des espèces marines accessoires (3%) et des espèces marines occasionnelles (1%). Le deuxième mode regroupe 92% d'espèces estuariennes d'origine marine, 6% d'espèces estuariennes strictes, 1% d'espèces marines estuariennes et 1% d'espèces marines accessoires (Fig. 24). Au-delà de 30 cm, on trouve peu d'espèces marines occasionnelles, estuariennes d'origine marine et marines estuariennes.

Après la mise en place de l'AMP, la structure en tailles est toujours bimodale. L'amplitude du premier mode s'est globalement rétrécie (7 à 12 cm) mais sa composition a connu des changements. En effet, les espèces marines estuariennes sont restées majoritaires de 2004 à 2007, en 2009 et 2012, alors qu'en 2008, 2010 et 2011, se sont les espèces estuariennes d'origine marine qui sont dominantes (Fig. 24). Quant au second mode, il s'est déplacé au dessus de 15 cm entre 2004 et 2007, et est dominé par les espèces marines estuariennes suivies par les espèces estuariennes d'origine marine. Entre 2008 et 2012, le second mode s'est déplacé vers les tailles plus petites (<13 cm) et est globalement dominé par les espèces estuariennes d'origine marine (Fig. 24). Les rares espèces de plus de 30 cm apparues après la mise en défens sont des marines estuariennes, des estuariennes d'origine marine et des marines accessoires.

En saison froide, après la mise en place de l'AMP, la structure en tailles des catégories écologiques a connu deux grands changements : une première modification survenue entre 2004 et 2007 suite à la formation d'une seconde classe modale plus grande et une deuxième modification survenue entre 2008 et 2012, et identique à la situation de l'année 2003 (Fig. 24).

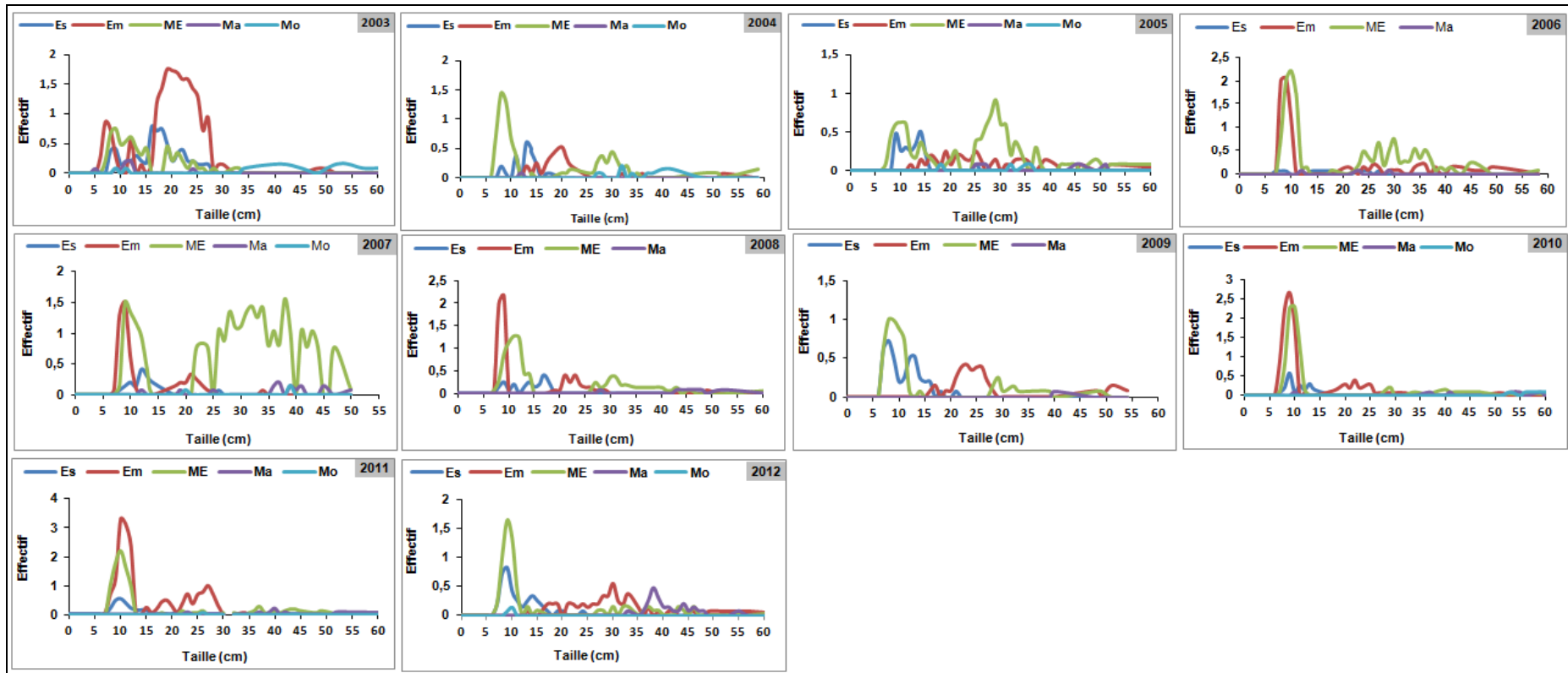


Figure 24 : Structure en tailles des guildes écologiques dans l'AMP de Bamboung en saison froide, de 2003 à 2012. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques

IV.1.4.2. Spectre de tailles des guildes écologiques en saison chaude

En saison chaude de l'année 2003, la structure en tailles des catégories écologiques est bimodale. Le premier mode (7 à 12 cm) regroupe seulement des espèces estuariennes strictes (58% de l'effectif total) et les espèces marines estuariennes (42% de l'effectif total). Le second mode (13 à 28 cm) regroupe des espèces estuariennes d'origine marine (79% de l'effectif total), des espèces marines estuariennes (15%). Les espèces marines accessoires et marines occasionnelles sont représentées respectivement par 2 et 1 individu dans le second mode (Fig. 25). Les individus de plus de 28 cm sont inexistantes.

Après la mise en place de l'AMP, la structure en taille est restée bimodale de 2004 à 2007, avant de redevenir unimodale entre 2008 et 2012. Entre 2004 et 2012, le premier mode est légèrement décalé en 2008 (15 cm limite supérieure). Ce premier mode est dominé par des espèces marines estuariennes en 2004, 2005, 2007, 2009 et 2012, par les espèces estuariennes strictes en 2006 et 2008. Les espèces estuariennes d'origine marine sont redevenues majoritaires en 2010 et 2011. Le second mode formé est dominé par les espèces estuariennes d'origine marine en 2004 (41% de l'effectif total), en 2005 (91% de l'effectif total) et en 2006 (81% de l'effectif total), par les espèces estuariennes strictes en 2007 (97% de l'effectif total) (Fig. 25). Très peu d'espèces de plus de 28 cm sont apparues entre 2004 et 2012.

En saison chaude, après la mise en place de l'AMP, les changements apparus dans la structure en tailles des catégories écologiques se sont caractérisés par une diminution de la proportion d'individus de taille supérieure à 15 cm à partir de 2008.

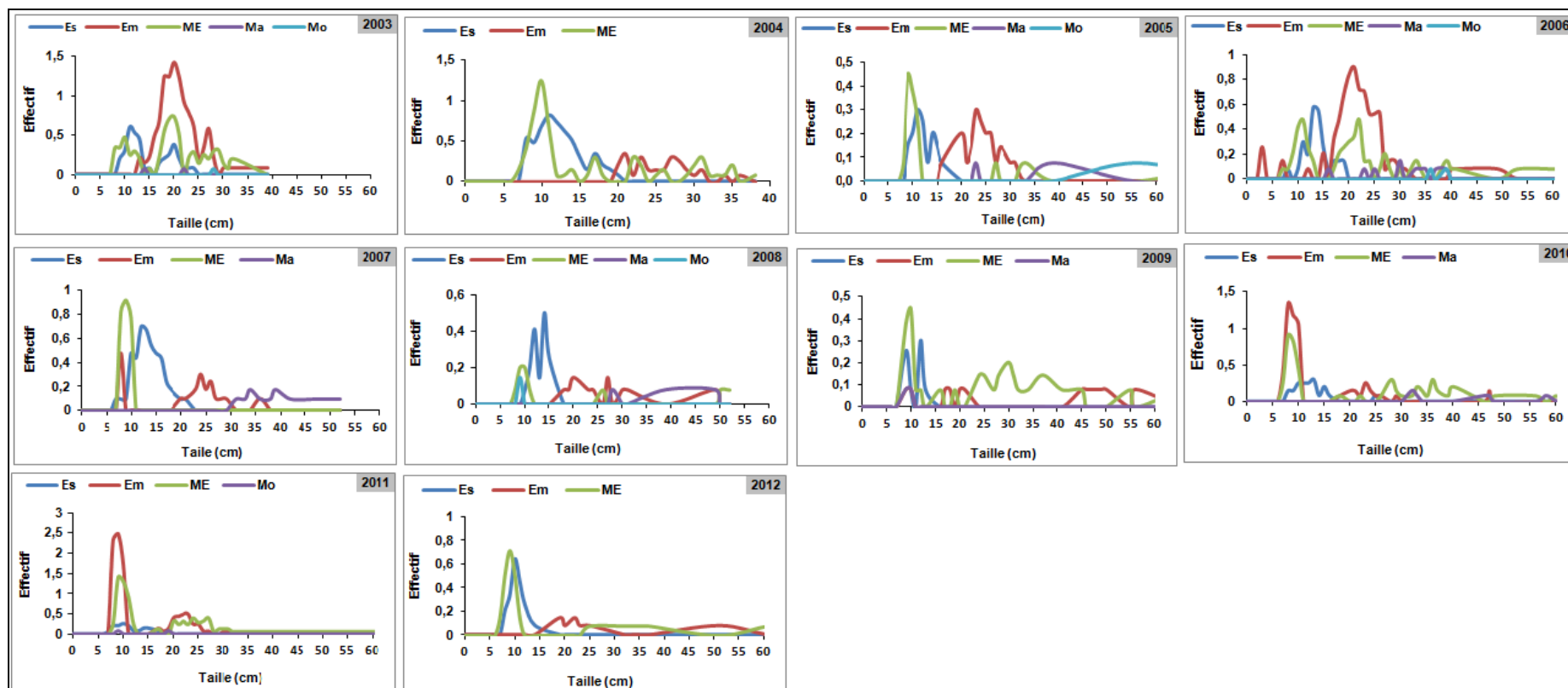


Figure 25 : Structure en tailles des guildes écologiques dans l'AMP de Bamboung en saison chaude de 2003 à 2012. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques

IV.1.4.3. Spectre de tailles des guildes écologiques en saison humide

En saison humide de l'année 2003, la structure en tailles des catégories écologiques est unimodale. L'unique mode (8 à 10 cm) regroupe des espèces estuariennes d'origine marine (99% de l'effectif total) et des espèces marines estuariennes (1% de l'effectif total) (Fig. 26). Le peu d'individus de plus de 10 cm appartient aux catégories estuarienne stricte, marine estuarienne et estuarienne d'origine marine.

Après la mise en place de l'AMP, la structure en tailles est restée unimodale sauf en 2007 année à laquelle un second mode (25 à 36 cm) s'est formé avec 89% d'espèces marines estuariennes. Le premier mode est resté dominé par les espèces estuariennes d'origine marine en 2005, 2006, 2007, 2009 et 2010. Ce premier mode est largement dominé par des espèces marines estuariennes en 2004 (88% de l'effectif) et par des espèces estuariennes strictes en 2008 (39% de l'effectif total), en 2011 (77%) et en 2012 (35%) (Fig. 26). Les individus de plus de 10 cm sont fortement présents contrairement à l'année 2003. Ce sont surtout des espèces marines estuariennes, des estuariennes d'origine marine avec des tailles variant entre 14 et 36 cm.

En saison humide, après la mise en place de l'AMP, les modifications apparues dans la structure en tailles des catégories écologique sont un élargissement du premier mode vers les tailles plus grandes (jusqu'à 29 cm en 2009) et la forte présence d'individus de plus de 10 cm.

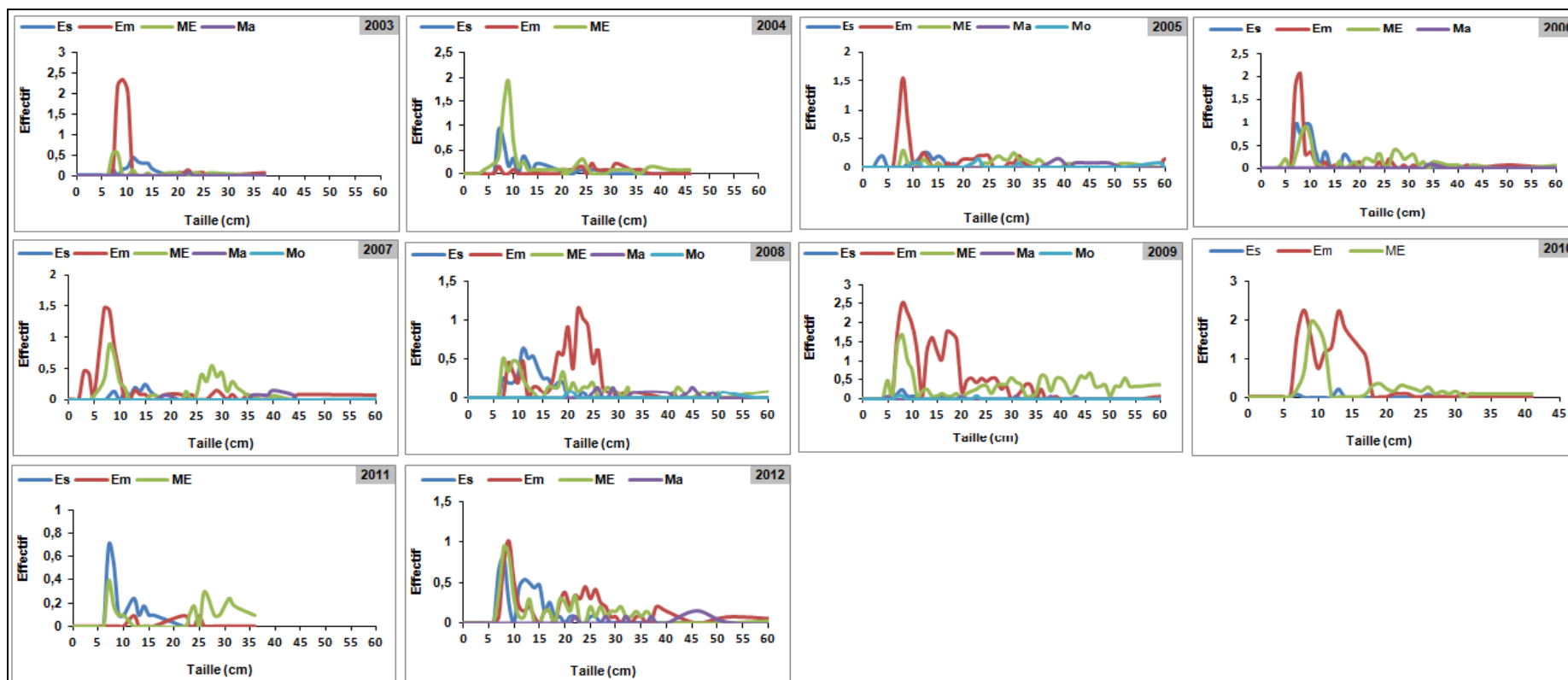


Figure 26: Structure en tailles des guildes écologiques dans l'AMP de Bamboung en saison humide, de 2003 à 2012. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques.

IV.1.5. Modification de la structure en tailles des catégories trophiques

IV.1.5.1. Structure en tailles en saison froide

En saison froide de l'année 2003, la structure en tailles des catégories trophiques est bimodale avec un premier mode (5 à 13 cm) dominé par les espèces phytophages (37% de l'effectif total), microphages (33%) et zooplanctonophages (23%). Le second mode (14 à 27 cm) regroupe 64% d'espèces détritivores et 36% d'espèces phytophages. Les espèces de plus de 28 cm sont en majorité des piscivores et peu de benthophages.

Entre 2004 et 2007, la structure en tailles des catégories trophiques est restée bimodale avant de devenir unimodale entre 2008 et 2012. A partir de 2003, l'amplitude du premier mode est devenue plus petite et décalée vers les tailles supérieures à 13 cm. Les espèces phytophages, zooplanctonophages et microphages restent généralement dominantes dans les premiers modes. Les seconds modes formés sont décalés vers les classes de taille de plus de 27 cm sauf en 2004 (second mode de 17 à 22 cm). La composition du second mode est marquée par une forte présence d'espèces détritivores en 2004, et d'espèces piscivores et généralistes en 2005, 2006 et 2007. Les individus de plus de 28 cm sont beaucoup plus présents entre 2004 et 2012 et sont généralement des prédateurs piscivores et des généralistes.

En saison froide, après la mise en place de l'AMP, les modifications apparues dans la structure en tailles des catégories trophiques se sont globalement caractérisées par la présence d'individus de taille plus en plus grande appartenant aux catégories des piscivores et des généralistes.

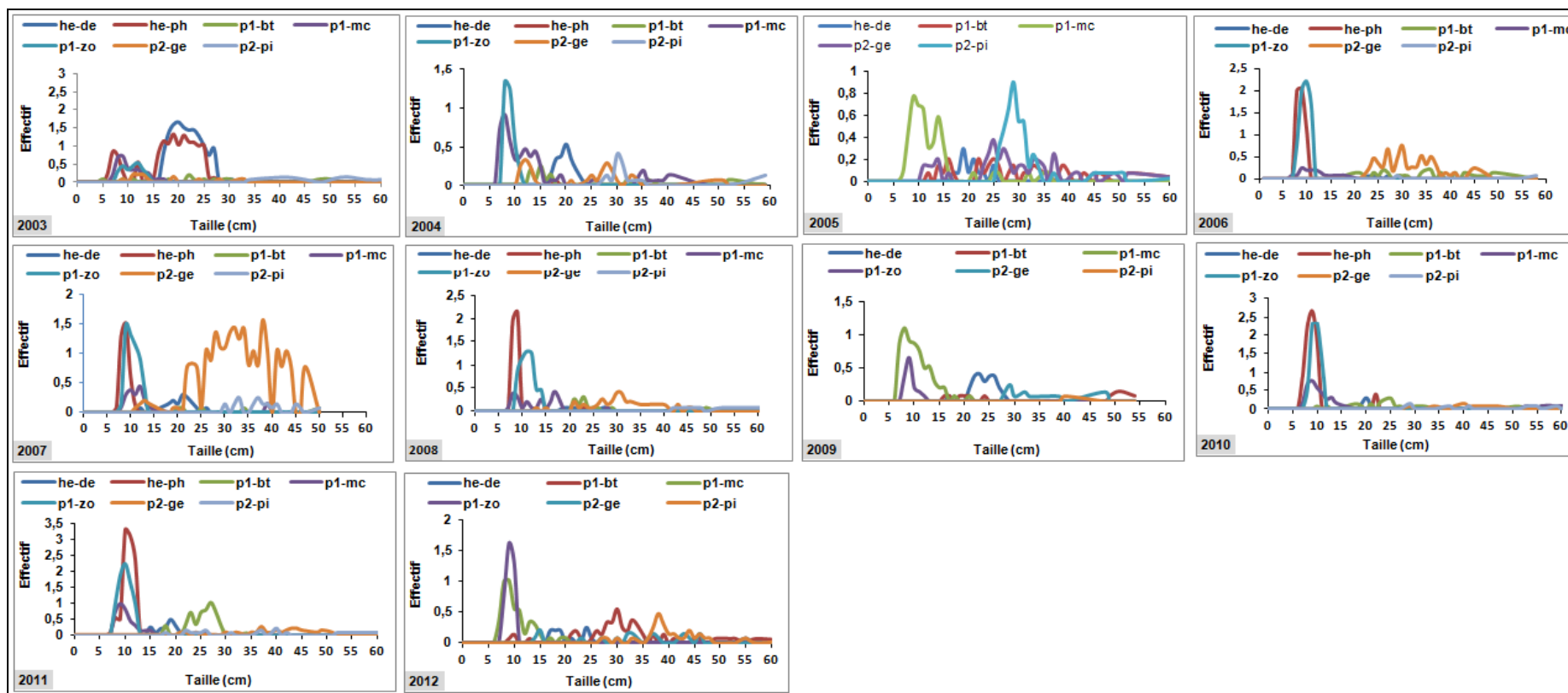


Figure 27: Structure en tailles des guildes trophiques dans l'AMP de Bamboung en saison froide, de 2003 à 2013. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

IV.1.5.2. Structure en tailles en saison chaude

En saison chaude de l'année 2003, la structure en tailles des catégories trophiques est bimodale avec un premier mode (8 à 14 cm) dominé par les espèces microphages (78% de l'effectif total). Le second mode (15 à 29 cm) regroupe 93% d'espèces détritivores.

Entre 2004 et 2007, la structure en tailles des catégories trophiques est devenu unimodal en 2004, 2005 et de 2008 à 2012. Elle est redevenue bimodale en 2006 et 2007. A partir de 2004, le premier mode est devenu plus large (borne supérieure égale à 20 cm en 2004). Les espèces microphages sont dominantes dans les premiers modes sauf en 2008, 2010 et 2011. Les espèces détritivores, piscivores et généralistes dominant dans les seconds modes en 2006 et 2007. Les individus de plus de 30 cm sont en majorité des prédateurs piscivores et généralistes régulièrement présents à partir de 2004.

En saison chaude, après la mise en place de l'AMP, la structure en tailles des catégories trophiques s'est généralement modifiée du fait de la présence progressive d'espèces de taille supérieure à 14 cm.

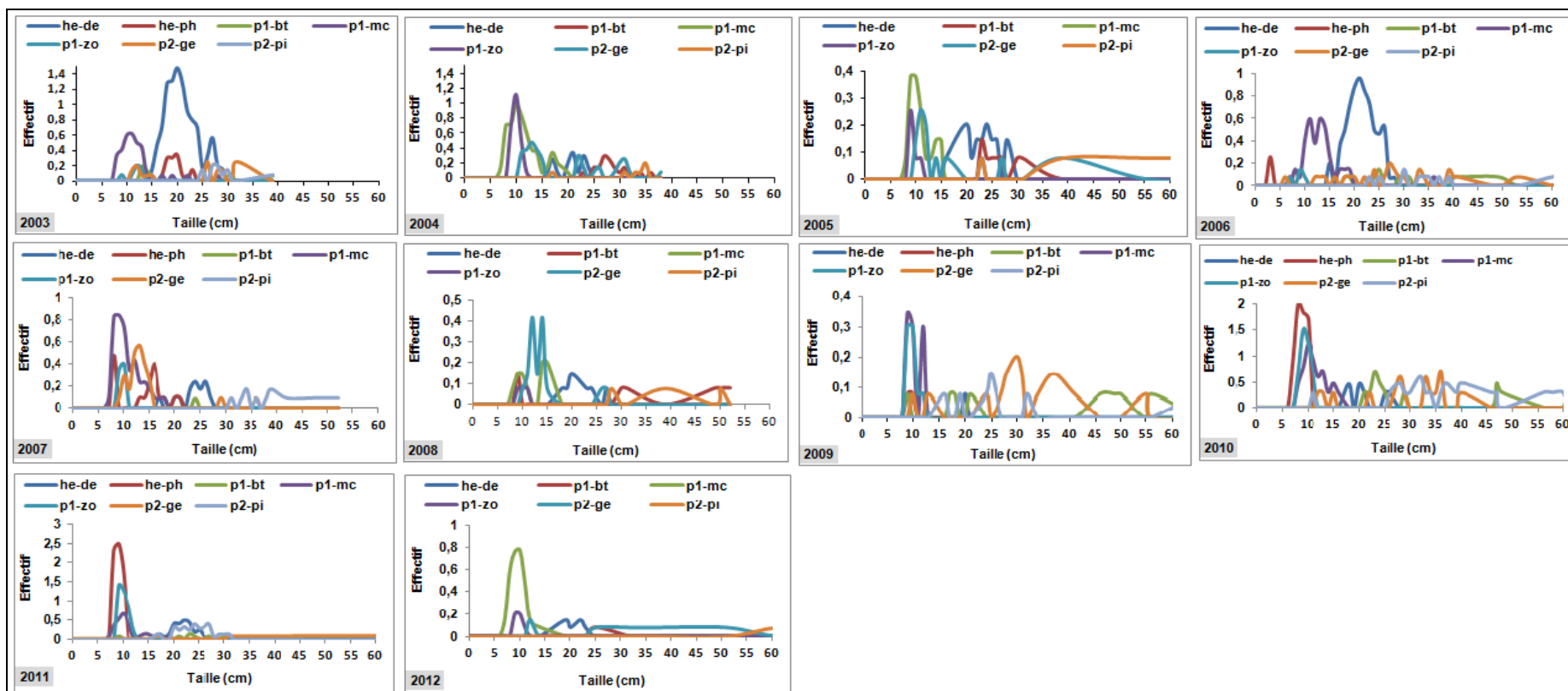


Figure 28 : Structure en tailles des guildes trophiques dans l'AMP de Bamboung en saison chaude, 2003 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

IV.1.5.3. Structure en tailles en saison humide

En saison humide de l'année 2003, la structure en tailles des catégories trophiques est unimodale (7 à 11 cm) et dominé par les espèces phytophages (98% de l'effectif total). Les individus de plus de 30 cm sont absents.

Après la fermeture du bolon de Bamboung, la structure en tailles est restée unimodale sauf en 2008, 2009 et 2010 années où la structure en taille est bimodale. Les premiers modes formés après 2003 sont d'une amplitude généralement égale à celle de 2003. Les espèces phytophages sont restées dominantes dans les premiers modes sauf en 2004, 2008, 2011 et 2012. Les seconds modes formés par des espèces détritivores en 2008 (87% de l'effectif), par des espèces phytophages (73% de l'effectif en 2009 et 92% en 2010). Les individus de plus de 30 cm ont fait leur apparition après 2003 et sont en majorité des prédateurs généralistes et piscivores.

En saison humide, la différence de la structure en tailles des catégories trophiques se justifie par la réduction de l'amplitude du premier mode et formation d'un second mode en 2008, 2009 et 2010 et par la présence d'individus de grande taille (>30 cm).

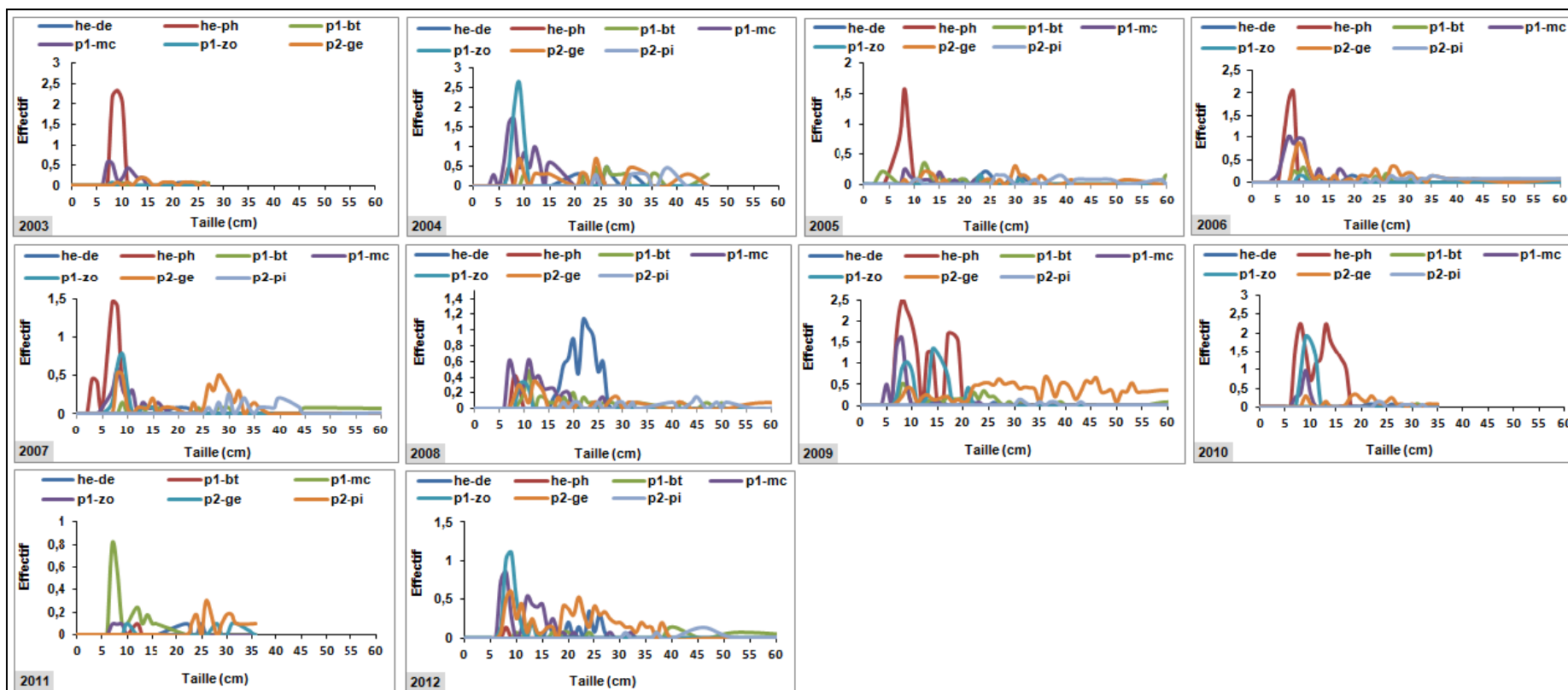


Figure 29: Structure en tailles des guildes trophiques dans l'AMP de Bamboung en saison humide, 2003 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

IV.2. Approche par analyse spatiale

IV.2.1. Analyse spatiale globale

Dans cette partie, l'analyse spatiale a consisté en une comparaison entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako (site proche ouvert à toutes formes d'exploitation halieutique). L'analyse comparative est faite sans tenir compte des trois saisons hydroclimatiques. Les indicateurs bioécologiques (richesse, abondance, biomasse, taille moyenne, taille maximale, niveau trophique moyen), la structure en taille du peuplement, celles des catégories écologiques et des catégories trophiques sont comparés entre les deux sites. L'objet de l'étude est de déterminer si les différences observées entre les deux sites peuvent être attribuées à l'effet de l'AMP de Bamboung.

Cette partie a fait l'objet d'un article (Sadio et al. 2015) publié dans *Ocean and Coastal Management (OCM)* en 2015.

IV.2.2. Analyse spatiale saisonnière

IV.2.2.1. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison froide

Au total, 31 espèces sont recensées en saison froide dans l'AMP de Bamboung au cours de la période d'étude 2008-2012. Dans le bolon de Sangako, 41 espèces sont identifiées pour la même saison et la même période. Durant les 15 campagnes de pêche expérimentale, le nombre total de poissons capturés est 27 991 individus pour une biomasse de 855 kg dans l'AMP de Bamboung et de 6 044 individus pour une biomasse de 260 kg dans le bolon de Sangako. Ramenée à l'hectare, la densité est égale à 1 120 individus pour une biomasse de 34 kg dans l'AMP de Bamboung et de 806 individus pour une biomasse de 9 kg dans le bolon de Sangako. Le poids moyen d'un poisson est estimé à 30 g dans l'AMP de Bamboung et à 11 g dans le bolon de Sangako.

L'abondance, la biomasse, la richesse, la taille moyenne et la taille maximale sont plus variables dans l'AMP que dans le bolon de Sangako, contrairement au niveau trophique moyen qui est plus variable dans le bolon de Sangako. L'abondance par coup de pêche varie entre 8 et 19 127 individus dans l'AMP et entre 1 et 837 dans le bolon de Sangako. La différence de l'abondance moyenne entre l'AMP ($1\,120 \pm 3\,864$ individus) et le bolon de Sangako (201 ± 207 individus) est significative ($w=717$, $p \approx 0,000$) au vu des résultats du test de Wilcoxon (Fig. 30a). La biomasse moyenne par coup de pêche est égale à 34 ± 78 kg avec une

valeur minimale de 0,4 kg et une maximale 387 kg par coup de pêche dans l'AMP. Dans le bolon de Sangako, la biomasse varie entre 0,44 kg et 43 kg. Cette différence de biomasse moyenne est significative ($w=750$, $p\approx 0,000$) (Fig. 30b). Quant à la richesse, elle varie entre 2 et 15 espèces par coup de pêche dans l'AMP et entre 1 et 14 espèces par coup de pêche dans le bolon de Sangako. Il y a en moyenne 7 ± 3 espèces par coup de pêche dans l'AMP et 8 ± 3 espèces dans le bolon de Sangako. Cette différence n'est pas significative ($w=276$, $p\approx 0,095$) (Fig. 30c). Le niveau trophique moyen varie entre 2,7 et 4,3 avec une moyenne de $3,3\pm 0,4$ dans l'AMP et entre 2,3 et 3,5 avec une moyenne de $2,9\pm 0,3$ dans le bolon de Sangako (Fig. 30d). Cette différence de niveau trophique moyen est significative ($w=610$, $p\approx 0,000$).

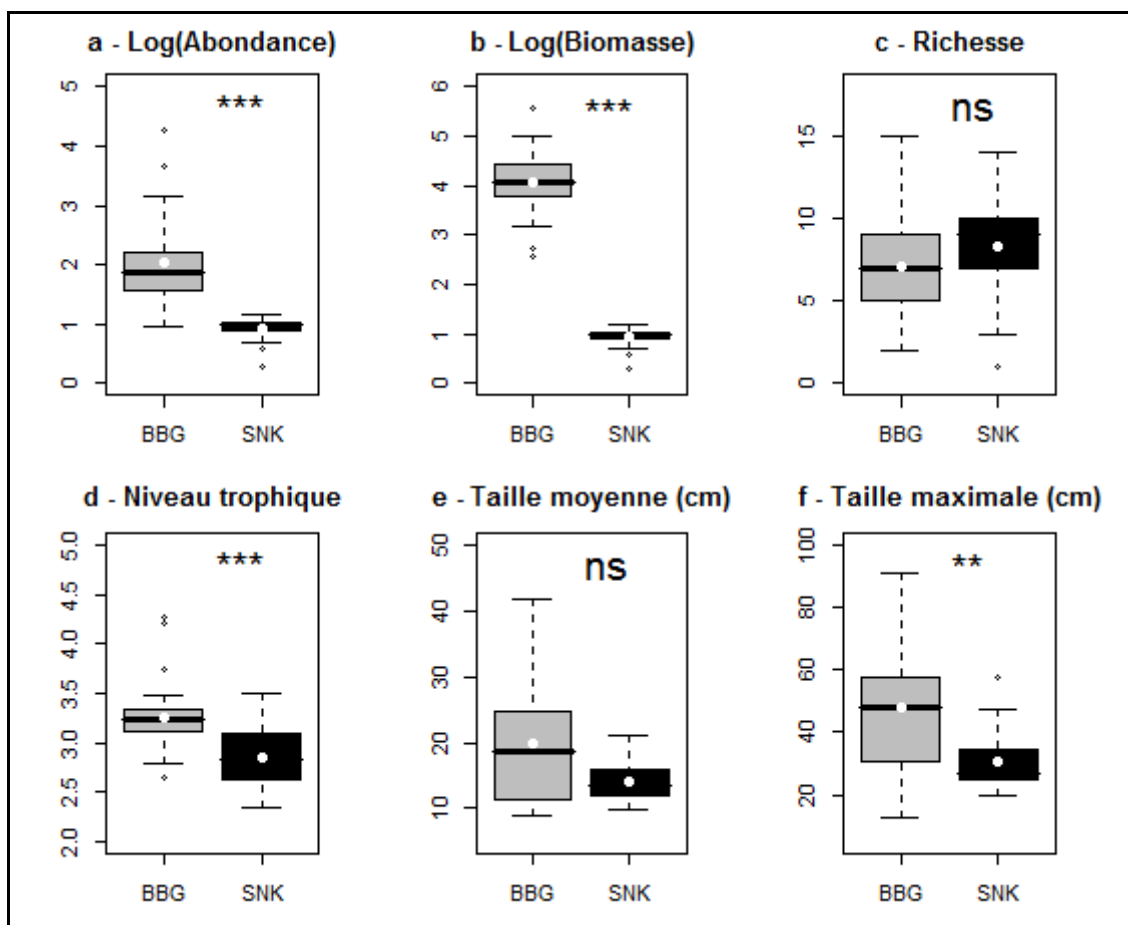


Figure 30: Variabilité des indicateurs bioécologiques par coup de pêche (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) en octobre dans l'AMP de Bamboung (BBG) et le bolon de Sangako, site témoin (SNK) de 2008 à 2012. Le point blanc représente la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p<0.05$; **, significatif à $p<0.01$; ***, significatif à $p<0.001$

La taille moyenne par coup de pêche la plus faible est égale à 91 cm dans l'AMP et à 98 cm dans le bolon de Sangako alors que la plus grande est égale à 418 cm et 212 cm respectivement dans l'AMP et le bolon de Sangako. La moyenne des tailles moyennes est différente entre l'AMP (198±100 cm) et le bolon de Sangako (140±30 cm) (Fig. 30e). Cette différence n'est pas significative entre les deux sites ($w=465$, $p\approx 0,131$). La taille maximale varie entre 126 et 908 cm dans l'AMP et entre 199 et 575 cm dans le bolon de Sangako. La moyenne de la taille maximale dans l'AMP (477±218 cm) et celle dans le bolon de Sangako (304±88 cm) diffèrent significativement entre les deux sites ($w=566$, $p\approx 0,001$) (Fig. 30f).

IV.2.2.2. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison chaude

En saison chaude, 31 espèces ont été recensées dans l'AMP de Bamboung contre 36 espèces dans le bolon de Sangako au cours de la période d'étude 2008-2012.

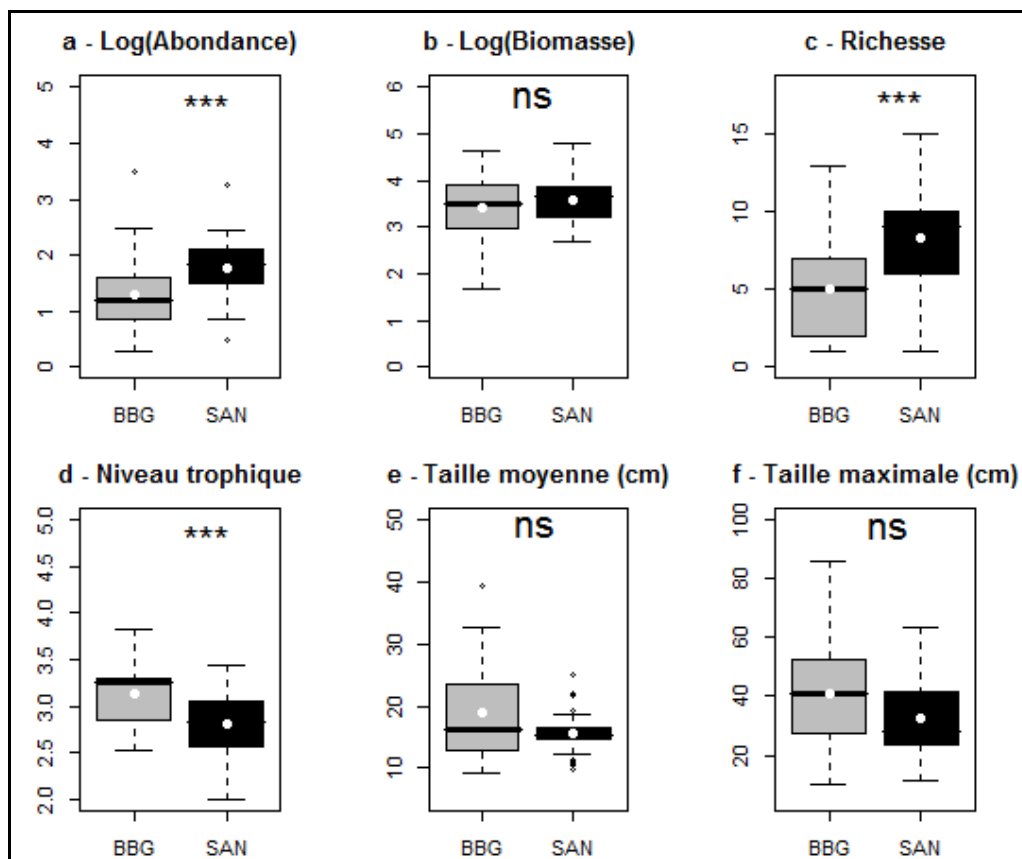


Figure 31: Variabilité des indicateurs bioécologiques (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) en juin par coup de pêche dans l'AMP de Bamboung (BBG) et le bolon de Sangako, site témoin (SNK) de 2008 à 2012. Le point blanc représente la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p<0.05$; **, significatif à $p<0.01$; ***, significatif à $p<0.001$

Pendant cette même période, le nombre total de poissons capturés est égal à 3 917 individus pour une biomasse de 169 kg dans l'AMP et à 4 088 individus pour une biomasse de 226 kg dans le bolon de Sangako. Ramenée à l'hectare, la densité est égale à 627 individus pour une biomasse de 27 kg dans l'AMP et à 545 individus pour une biomasse de 30 kg dans le bolon de Sangako. Le poids moyen d'un poisson est estimé à 43 g dans l'AMP de Bamboung et à 55 g dans le bolon de Sangako.

Mis à part le niveau trophique, l'abondance, la biomasse, la richesse, la taille moyenne et la taille maximale ont une variabilité plus importante dans l'AMP que dans le bolon de Sangako (Fig. 31). Il n'y a pas de différence significative entre l'AMP et le bolon de Sangako pour ce qui est de la biomasse ($w=317$, $p\approx 0,438$), de la taille moyenne ($w=409$, $p\approx 0,428$) et de la taille maximale ($w=451$, $p\approx 0,124$) (Fig. 30b, 31e, 31f). L'abondance ($w=171$, $p\approx 0,000$) et la richesse ($w=152$, $p\approx 0,000$) sont significativement différentes entre les deux sites (Fig. 31a, 31c). Il en est de même pour le niveau trophique ($w=547$, $p\approx 0,001$) (Fig. 31d).

IV.2.2.3. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison humide

Au cours de la période d'étude 2008-2012, 46 espèces ont été recensées dans l'AMP de Bamboung contre 35 espèces dans le bolon de Sangako en saison humide. Pour la même période, le nombre total de poissons capturés est égal à 9 799 individus pour une biomasse de 633 kg dans l'AMP et à 14 018 individus pour une biomasse de 380 kg dans le bolon de Sangako. Ramenée à l'hectare, la densité est égale à 1 633 individus pour une biomasse de 105 kg dans l'AMP et à 1 869 individus pour une biomasse de 51 kg dans le bolon de Sangako. Le poids moyen d'un poisson est estimé à 65 g dans l'AMP et à 27 g dans le bolon de Sangako.

La variabilité des 6 indicateurs est plus importante dans l'AMP que dans le site témoin (Fig. 32). Mise à part le niveau trophique ($w=542$, $p\approx 0,001$) (Fig. 32d) et la taille maximale ($w=497$, $p\approx 0,017$) (Fig. 32f), les quatre autres indicateurs bioécologiques ne diffèrent pas significativement entre les deux sites (abondance, $w=279$, $p\approx 0,161$; biomasse, $w=350$, $p\approx 0,869$; richesse, $w=300$, $p\approx 0,301$; taille moyenne, $w=439$, $p\approx 0,173$) (Fig. 32a, 32b, 32c, 32e).

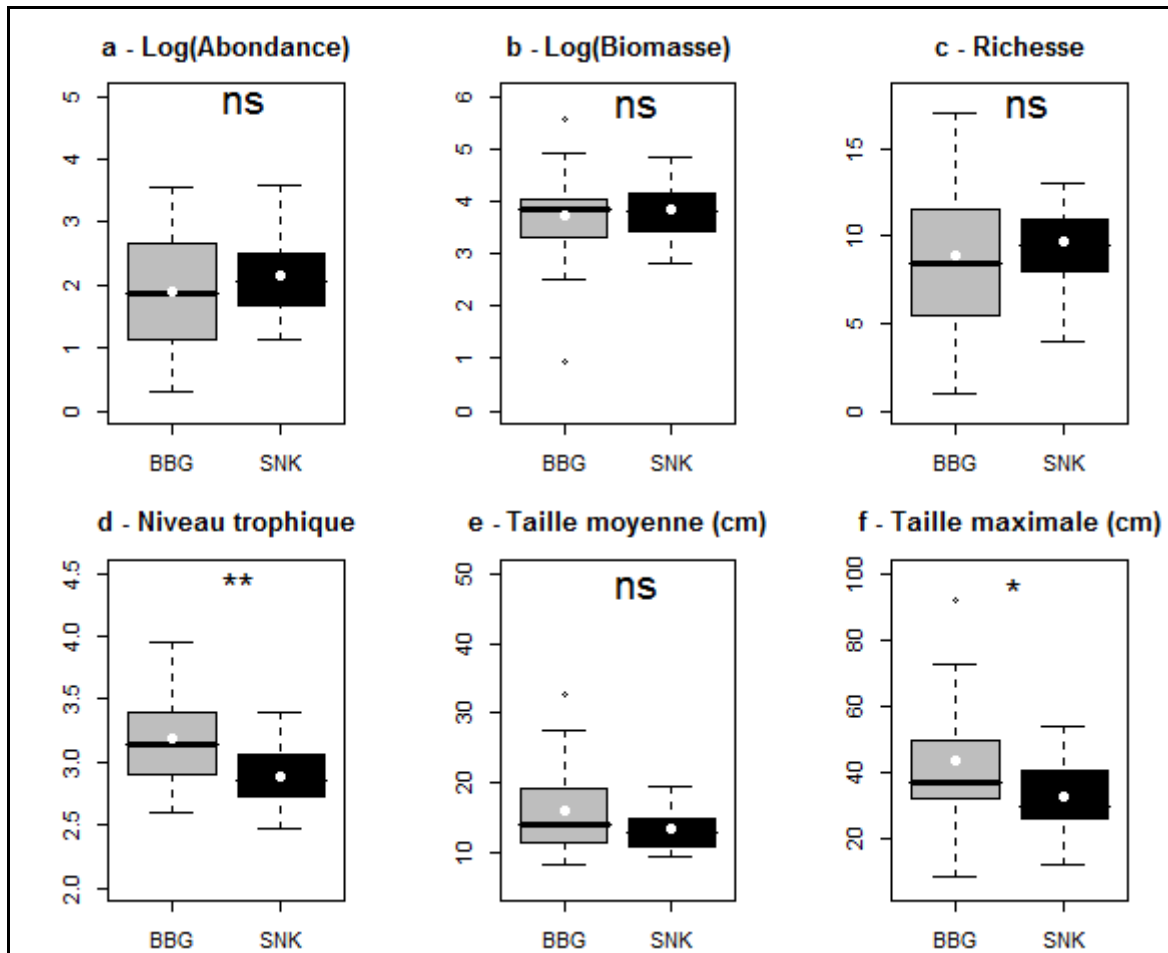


Figure 32: Variabilité des indicateurs bioécologiques (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) en octobre par coup de pêche dans l'AMP de Bamboung (BBG) et le bolon de Sangako, site témoin (SNK) de 2008 à 2012. Le point blanc représente la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0.05$; **, significatif à $p < 0.01$; ***, significatif à $p < 0.001$

IV.2.2.4. Comparaison des structures en tailles par saison

En saison froide, le plus petit individu capturé est *Eucinostomus melanopterus* aussi bien dans l'AMP de Bamboung (72 mm) que dans le bolon de Sangako (70 mm). Le plus gros poisson capturé est *Sphyraena afra* (908 mm) dans l'AMP et *Trachinotus teraia* (575 mm) dans le bolon de Sangako. Au total, 40 245 individus ont été capturés pour une longueur moyenne de 166 mm (± 14) dans l'AMP contre 61 935 individus avec une longueur moyenne de 136 mm (± 57). La distribution de fréquence de tailles des captures est de forme bimodale dans les deux sites (Fig.7). Dans l'AMP, le premier mode (7 à 15 cm) centré sur 10 cm est formé par 97.5% de l'effectif total alors que dans le bolon de Sangako le premier mode (7 à

13 cm), moins étendu et moins représentatif (73% de l'effectif total), est centré sur 9 cm. Le second mode (16 à 49 cm), centré sur la classe 27 cm, représente 2% de l'effectif total dans l'AMP. En revanche, dans le bolon de Sangako, le second mode (14 à 30 cm) est moins étalé, plus représentatif (27% de l'effectif total) et centré sur une classe de taille inférieure (21 cm). Au-delà du deuxième mode, les 37 individus présents ont une taille comprise entre 49 et 91 cm et représentent moins de 1% de l'effectif total dans l'AMP. Dans le bolon de Sangako, les 11 individus présents au-delà du deuxième mode représentent aussi moins de 1% de l'effectif total mais leur taille varie entre 30 et 58 cm (Fig. 33).

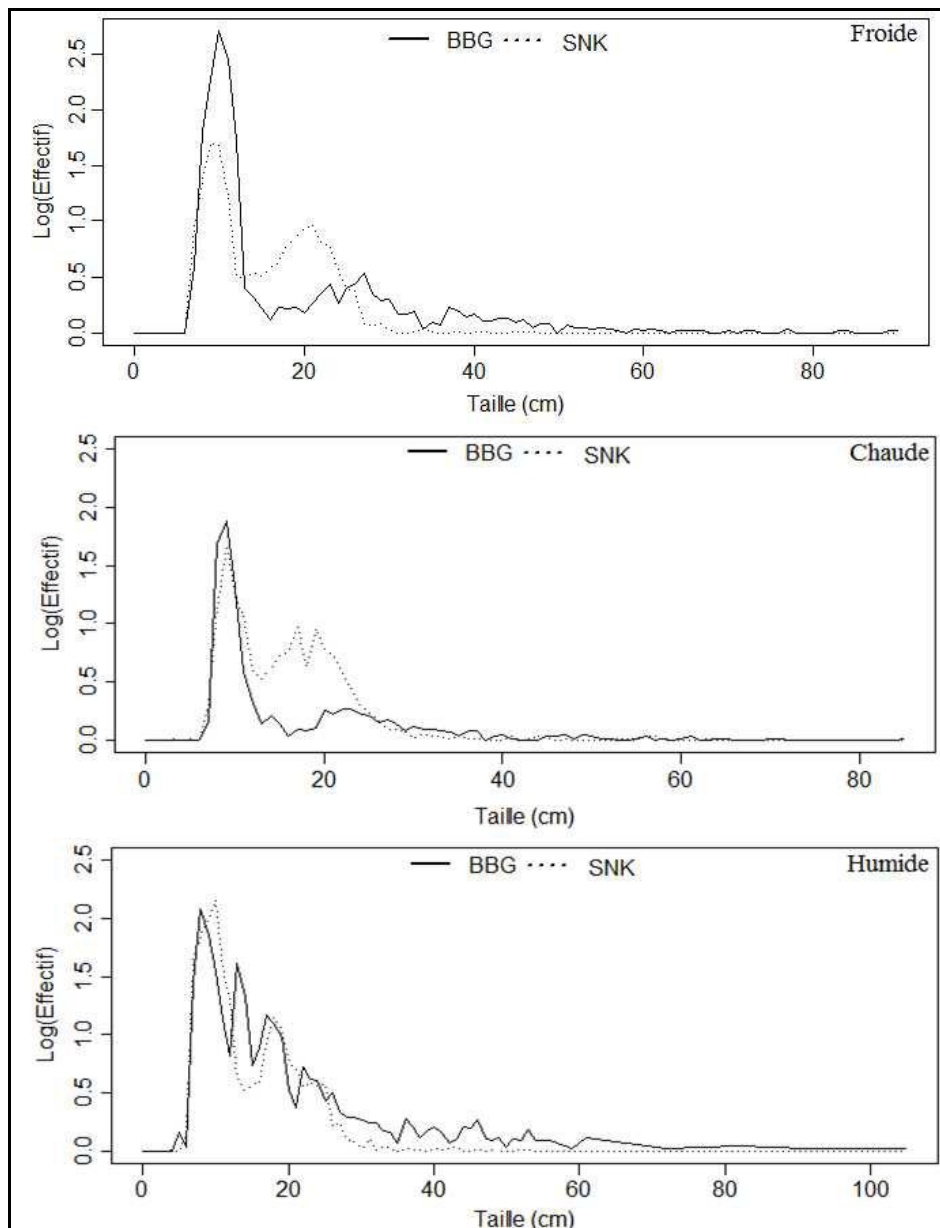


Figure 33. Distribution de fréquence de tailles du peuplement de poissons, période 2008-2012. AMP Bamboung (BBG), traits continus ; Bolon de Sangako (SNK), traits discontinus en saison froide (en haut), saison chaude (au centre) et saison humide (en bas).

En saison chaude, le plus petit poisson capturé appartient à deux espèces différentes : dans l'AMP de Bamboung, il s'agit d'un *Ethmalosa fimbriata* de 75 mm et dans le bolon de Sangako d'un *Hemicaranx bicolor* de 36 mm. Les plus gros poissons capturés sont *Sphyræna afra* (857 mm) dans l'AMP et *Trachinotus teraia* (635 mm) dans le bolon de Sangako. Les structures en taille bimodales sont tracées sur la base d'un effectif de 23 712 individus de taille moyenne 162 ± 109 mm dans l'AMP et de 41416 individus de taille moyenne 150 ± 64 mm dans le bolon de Sangako. Dans l'AMP, le premier mode s'étend de 7 à 16 cm, représente 94% de l'effectif total et est centré sur la classe de taille 9 cm alors que dans le bolon de Sangako, il est moins étalé (5 à 13 cm) avec 65% de l'effectif total et centré sur la classe de taille 10 cm. Ne représentant que 5% de l'effectif total, le second mode (17 à 37 cm) dans l'AMP, centré sur les classes 22 et 23 cm est moins étalé que celui obtenu dans le bolon de Sangako (14 à 40 cm) regroupant 35% de l'effectif et centré sur la classe 18 cm. Les individus situés après le second mode sont au nombre de 33 dans l'AMP et 14 dans le bolon de Sangako (Fig. 33).

Un *Chloroscombrus chrysurus* de 50 mm et un *Pseudotolithus senegallus* de 1055 mm sont respectivement le plus petit et le plus grand poisson observés en saison humide dans l'AMP. Comparé au bolon de Sangako, le plus petit (*Hemicaranx bicolor*) et le plus grand poisson (*Ephippion guttifer*) capturés ont respectivement une taille égale à 44 et 538 mm. Le spectre de taille est trimodal dans l'AMP et bimodal dans le bolon de Sangako. Les effectifs par classe de taille sont obtenus à partir des 41394 individus de taille moyenne 161 ± 109 mm dans l'AMP et des 56115 individus de taille moyenne 132 ± 62 mm dans le bolon de Sangako. Dans l'AMP, le premier mode (7 à 12 cm) est centré sur 8 cm et représente 66% de l'effectif total dans l'AMP, le deuxième mode (13 à 16 cm), centré sur 13 cm, représente 18% de l'effectif total et le troisième mode (17 à 21 cm) est centré sur 17 cm et représente 9% de l'effectif total. Au delà de 21 cm, 718 poissons (7% de l'effectif total) ont été capturés.

Dans le bolon de Sangako, le premier mode est plus étendu (4 à 14 cm), plus représentatif (87% de l'effectif total) et centré sur une classe plus grande (10 cm). Quant au second mode (15 à 34 cm) du bolon de Sangako, il est plus étalé, moins représentatif (11%) et centré sur une classe plus grande (18 cm). Les 16 individus de plus de 34 cm sont faiblement représentés (1%) (Fig. 33).

IV.2.2.5. Structures en tailles des catégories écologiques en saison froide

En saison froide, le spectre de taille des catégories écologiques est bimodal dans l'AMP de Bamboung. Le premier mode (7 à 13 cm) est composé à 83% d'espèces estuariennes d'origine marine (Em) et à 16% d'espèces marines estuariennes (ME). Le deuxième mode (14 à 35 cm) est dominé par les Em (74%), suivies par les ME (15%) et les Es (10%). Les Ma et les Mo représentent moins de 1% (Fig. 10). Au-delà de 35 cm, le peuplement est dominé par les ME (45%), les Ma (36%) et les Em (12%) (Fig. 34). Dans le bolon de Sangako, le premier mode est plus large (7 à 16 cm) et est dominé par les ME (72%) et les Es (23%); les autres catégories sont représentées par moins de 5% des individus. En revanche, le deuxième mode (17 à 26 cm) est moins large que celui de l'AMP et est caractérisé par la présence de la catégorie Em (94%). Les individus de plus de 26 cm sont en majorité des ME (52%) et des Em (38%) (Fig. 35).

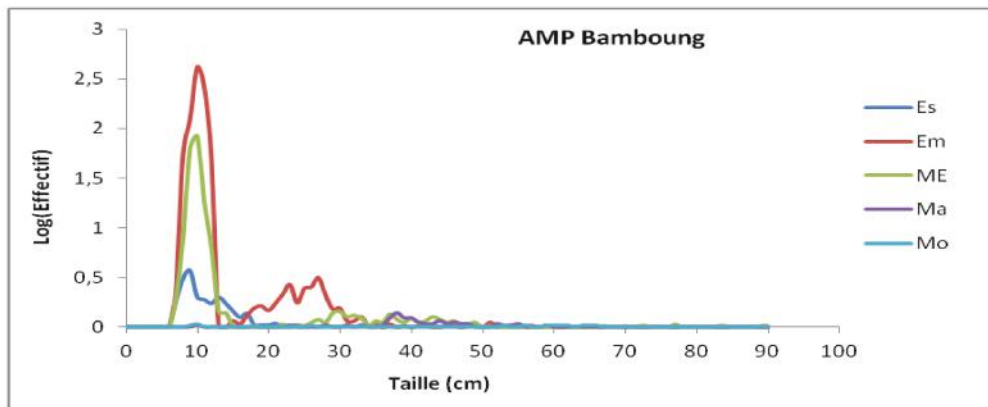


Figure 34 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en mars dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

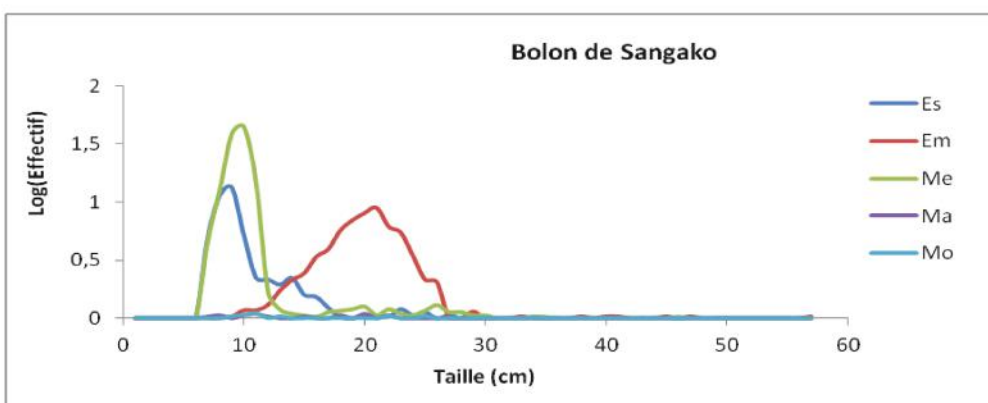


Figure 35 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en mars dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

IV.2.2.6. Structures en tailles des catégories écologiques en saison chaude

En saison chaude, le spectre de tailles des catégories trophiques est formé de 2 modes dans l'AMP : un premier mode (7 à 10 cm) dominé par les Em (88%) avec une faible présence de ME (10%) et un deuxième mode (11 à 35 cm) caractérisé par les ME (50%), les Em (28%) et les Es (21%). Les individus de plus de 35 cm sont en majorité des ME (55%) et des Em (30%) (Fig. 36). Dans le bolon de Sangako, le premier mode est plus étalé (7 à 16 cm) que celui de l'AMP et est composé à 68% de ME, à 18% d'Em et à 13% d'Es. Cependant, le deuxième mode (17 à 28 cm) est moins large que celui de l'AMP et 88% des individus y sont des Em, les autres catégories représentant moins de 10%. Les individus de plus de 28 cm sont surtout des ME (73%) et des Em (27%) (Fig. 37).

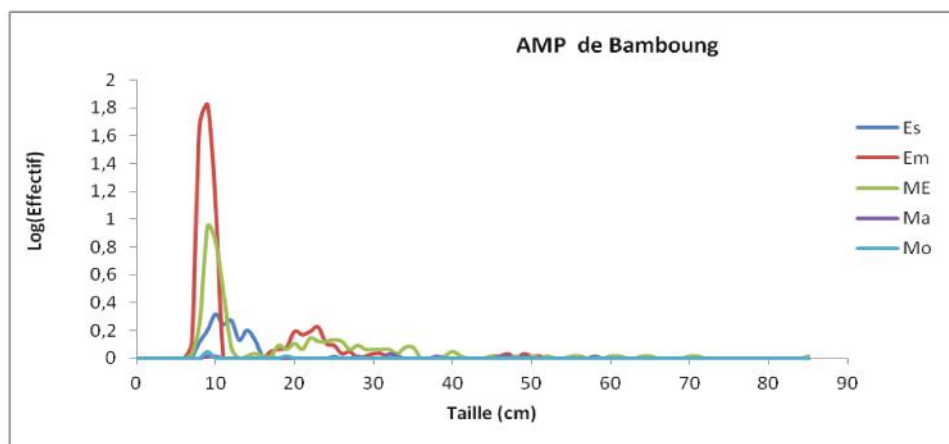


Figure 36 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en juin dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

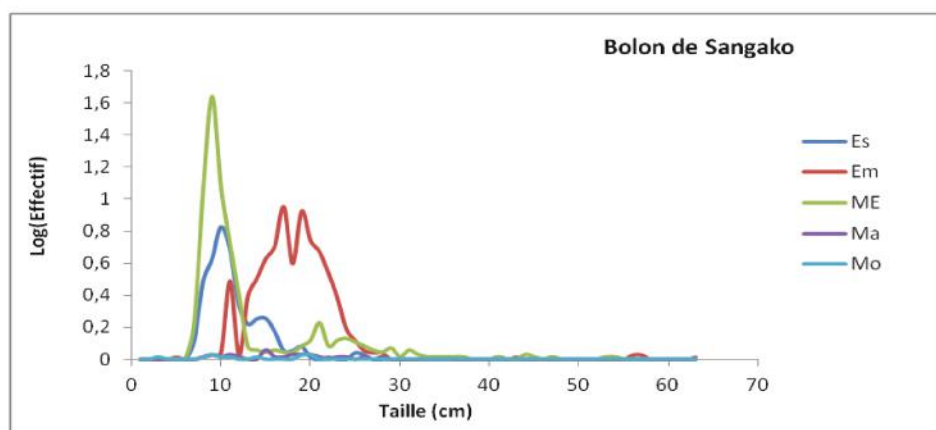


Figure 37 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en juin dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

IV.2.2.7. Structures en tailles des catégories écologiques en saison humide

En saison humide, le spectre de tailles des catégories écologiques est trimodal dans l'AMP. Le premier mode (5 à 12 cm) est largement dominé par la catégorie Em (75%) et dans une moindre mesure par la catégorie ME (23%). Le deuxième mode (13 à 30 cm) est très largement composé d'Em (91%). Le troisième mode qui s'étend de 31 à 56 cm est caractérisé par la présence de ME (81%) et de Em (13%). Les individus de plus de 56 cm sont à 94% des ME (Fig. 38). En revanche, dans le bolon de Sangako, le spectre de tailles des catégories écologiques est bimodal. Le premier mode (7 à 14 cm) est plus décalé vers la droite que celui de l'AMP et est composé en majorité de 53% d'EM et 41% de ME. Le second mode (15 à 30 cm) est moins étalé que celui de l'AMP et est formé à 86% d'Em. Les individus de plus de 30 cm sont pour la plupart des ME (67%) et des Em (33%) (Fig. 39).

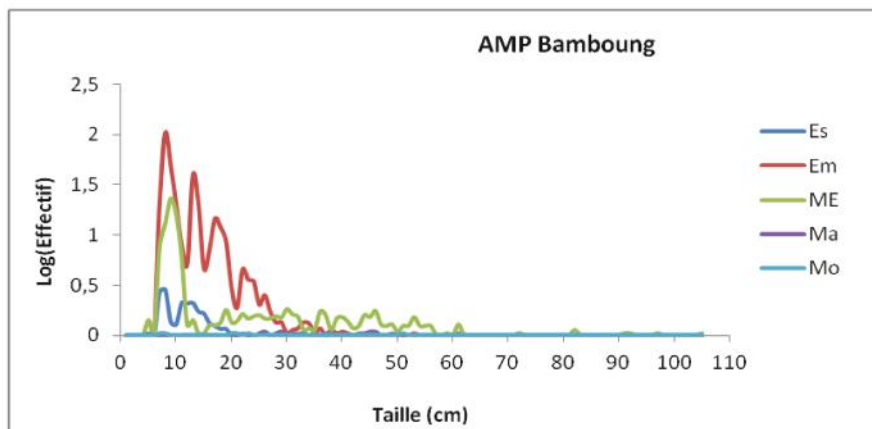


Figure 38 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2011. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

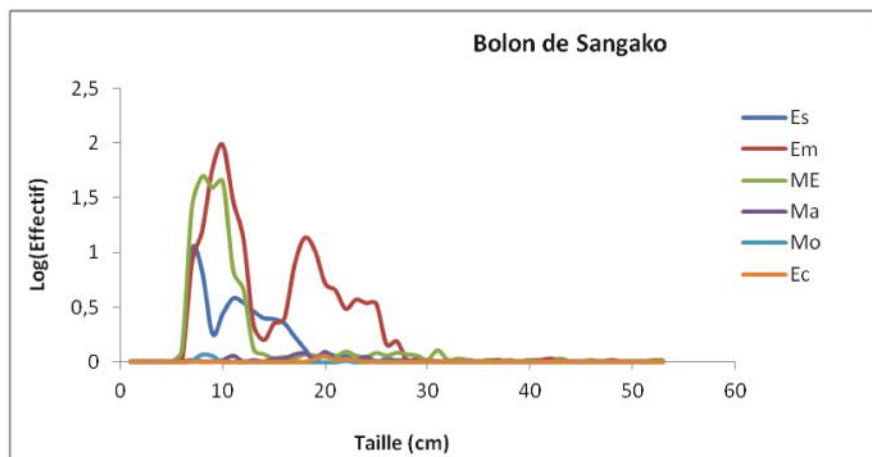


Figure 39 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2011. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

IV.2.2.8. Structures en tailles des catégories trophiques en saison froide

En saison froide, deux modes ont été identifiés dans l'AMP de Bamboung au regard du spectre de tailles des catégories trophiques. Le premier mode (7 à 12 cm) est dominé par les he-ph (83%) suivies par les p1-zo (15%) puis les p1-mc (2%). Le second mode (13 à 34 cm) est dominé par p1-bt (47%), les he-de (19%), p1-mc (14%) et les p2-ge (13%). Les individus de taille supérieure à 35 cm sont en majorité des prédateurs : les piscivores (44%), les généralistes (38%), les microphages (13%) (Fig. 40). Dans le bolon de Sangako, le spectre de taille des catégories trophiques est bimodal. Le premier mode (7 à 12 cm) est composé de p1-zo (56%) et de p1-mc (43%). Les autres catégories trophiques sont représentées par moins de 1% des individus. Le second mode (13 à 27 cm) est moins étendu que celui de l'AMP et les individus qui le composent sont à 84% des he-de. Peu d'individus ont plus de 28 cm (Fig. 41).

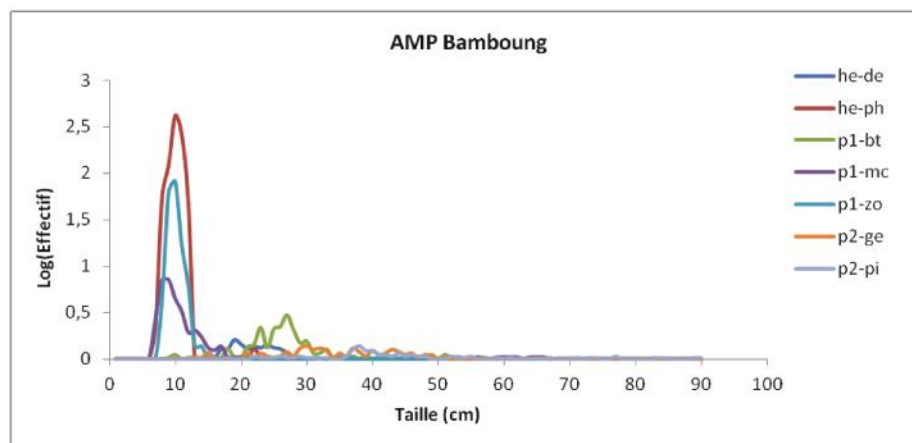


Figure 40 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophiques du peuplement de poissons échantillonné en mars dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

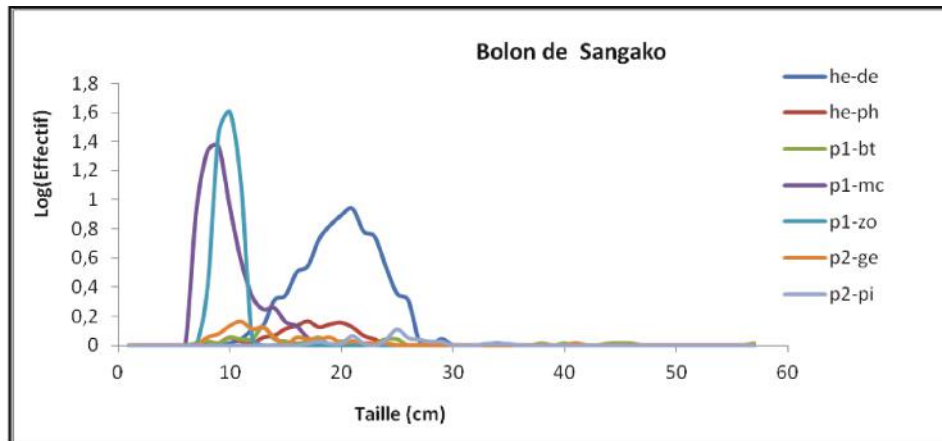


Figure 41 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en mars dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

IV.2.2.9. Structures en tailles des catégories trophiques en saison chaude

En saison chaude, deux modes caractérisent le spectre de tailles des catégories trophiques. Le premier mode (7 à 16 cm) est dominé par les phytophages (85%). Le second mode (17 à 37 cm) est composé de piscivores (37%), de détritivores (34%), de généralistes (18%) et de benthophages (11%). Les individus de plus de 37 cm sont en majorité des prédateurs (45% de piscivores, 39% de benthophages, 15% de généralistes) (Fig. 42). Dans le bolon de Sangako, le premier mode (7 à 13 cm) est moins large que celui de l'AMP et est dominé par les zooplanctonophages (61%) suivis par les microphages (28%). De même, le second mode (14 à 28 cm) est moins large que celui de l'AMP mais est composé en majorité de détritivores (53%) et de phytophages (36%). Au-delà de 28 cm, les individus sont pour la plupart des benthophages (52%) et des piscivores (45%) (Fig. 43).

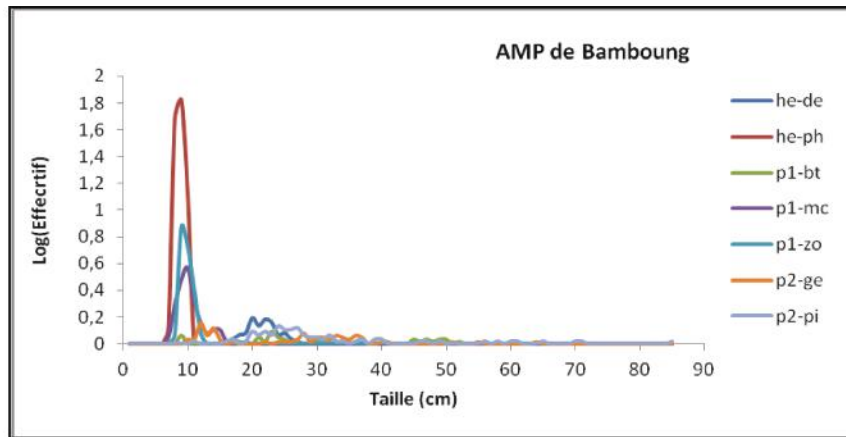


Figure 42 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophiques du peuplement de poissons échantillonné en juin dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

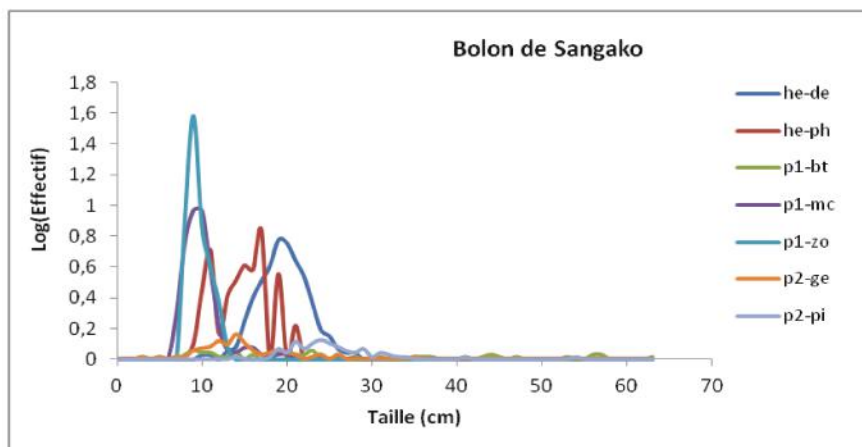


Figure 43 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en juin dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

IV.2.2.10. Structure en tailles des catégories trophiques en saison humide

Le spectre de tailles du peuplement de l'AMP est formé de 4 modes. Deux catégories trophiques (les phytophages – 72% et les zooplanctonophages – 17%) forment principalement le premier mode (5 à 12 cm). Concernant le deuxième mode (13 à 15 cm), 82% des individus sont des phytophages. Le troisième mode (16 à 19 cm) est dominé par les phytophages (81%). Le quatrième mode (20 à 27 cm) regroupe en majorité des détritivores (54%) et les généralistes (32%). Les individus de plus de 27 cm sont surtout des généralistes (85%) et des piscivores (11%) (Fig. 44).

Le spectre de tailles dans le bolon de Sangako est bimodal. Le premier mode (6 à 17 cm) regroupe en majorité des microphages (44%) et un second mode (18 à 27 cm) regroupe en majorité des détritivores (62%). Au-delà de 27 cm, il y a des piscivores (38%), des généralistes (26%) et des benthophages (36%) (Fig. 45).

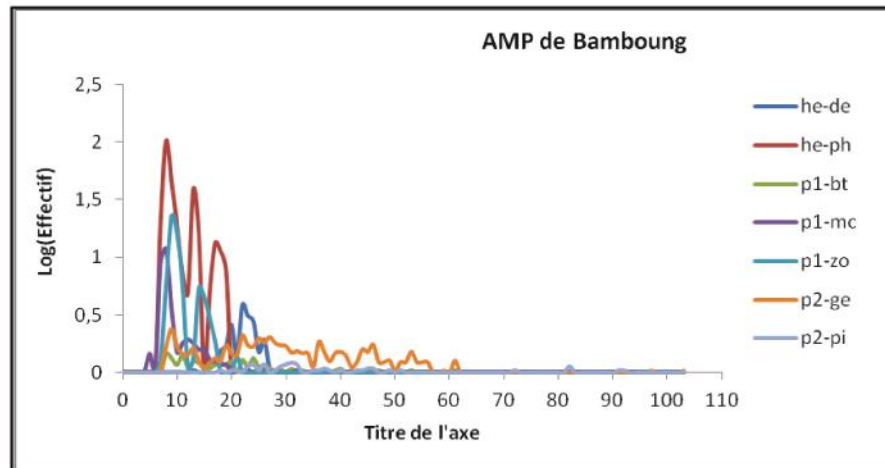


Figure 44 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

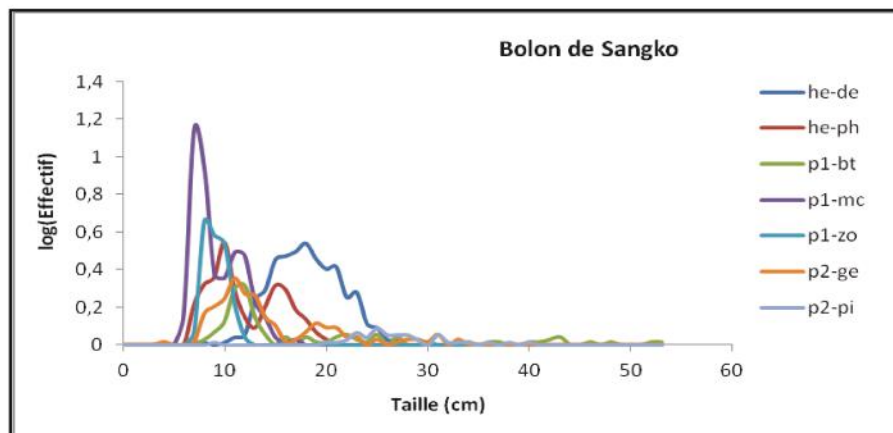


Figure 45 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

IV.2.3. Discussion comparative

IV.2.3.1. Abondance, biomasse, richesse, niveau trophique et tailles

En suivant l'évolution de l'abondance du peuplement de poissons, l'approche temporelle a permis de constater une tendance générale à la hausse en saison froide, à la stabilisation en saison chaude et à la baisse en saison humide après la fermeture du bolon de Bamboung. La période 2003-2008 était une période de perte d'abondance dans l'AMP au cours des saisons chaude et humide. L'approche spatiale a permis de constater une différence significative de l'abondance en faveur de l'AMP en saison froide, en faveur du site témoin en saison chaude et une différence non significative en saison humide.

Quant à la biomasse, la tendance est à la hausse en saison froide et en saison humide, et à la baisse en saison chaude. Quelle que soit la saison, la valeur de référence n'est pas toujours la plus faible comparée à celles des années de suivi. Il y a eu une longue période (2003 à 2009) d'augmentation de la biomasse en saison humide. En comparant cette biomasse entre l'AMP et le site témoin, les résultats des saisons chaude et humide ne sont pas significatifs mais la biomasse est légèrement plus importante dans le site témoin. En saison froide, la biomasse est significativement plus importante dans l'AMP que dans le site témoin.

Le peuplement de poissons observé dans l'AMP entre 2003 et 2012 apparaît riche et diversifié avec 72 espèces identifiées représentant près des deux tiers des 114 espèces identifiées par Diouf (1996) dans le Sine Saloum. A l'échelle saisonnière et pour la même période, la saison humide (53 espèces) est plus riche que la saison froide (50 espèces) qui est plus riche que la saison chaude (45 espèces). Le nombre d'espèces identifiées a tendance à baisser en saison froide et aucune année n'est plus riche que l'année de référence. La tendance à la baisse est aussi observée en saison chaude alors qu'en saison humide, elle est à la hausse. En saison humide, la richesse varie avec des valeurs plus fortes que celle de 2003 sauf en 2010 et 2011. Sur le plan spatial, le nombre d'espèces identifiées dans l'AMP est supérieur à celui identifié dans le site témoin mais le nombre d'espèces par coup de pêche est plus important dans le site témoin en toute saison.

Le niveau trophique moyen a tendance à diminuer en saison humide alors qu'en saisons chaude et froide, la tendance est à la hausse. Les valeurs calculées sont toujours supérieures à celle de l'année de référence pour les saisons froide et chaude. Comparé entre

l'AMP et le site témoin, le niveau trophique moyen de l'AMP est significativement supérieur à celui du site témoin en toute saison.

En saison humide, la taille moyenne des poissons a augmenté après la fermeture du bolon de Bamboung. Ce résultat est différent de ceux obtenus en saison froide et en saison chaude, périodes au cours desquelles l'indicateur a tendance à baisser. Même si la différence n'est pas significative, la taille moyenne des poissons dans l'AMP est supérieure à celle des poissons dans le site témoin quelle que soit la saison.

La taille maximale du peuplement du bolon de Bamboung en 2003 est plus faible que celle des années de suivi quelle que soit la saison. La tendance est à la hausse en saison chaude et froide, et à la baisse en saison humide. En toute saison, l'analyse spatiale montre que la taille maximale des poissons dans l'AMP est supérieure à celle des poissons dans le site témoin. La différence entre les deux sites est plus grande en saison froide.

IV.2.3.2. Structure en taille du peuplement

En saison froide, la structure en taille du peuplement de l'AMP de Bamboung s'est modifiée en faveur des individus de petite taille et de grande taille. Cette modification est confirmée par la comparaison spatiale entre l'AMP et le site témoin. En effet, la proportion d'individus de petite taille et celle d'individus de grande taille dans l'AMP sont supérieures à celles calculées dans le site témoin.

La modification de la structure en taille du peuplement de poissons de l'AMP en saison chaude est la même que celle observée en saison froide. La comparaison spatiale permet de constater une baisse de la proportion des individus des petites classes de taille aux grandes classes de taille dans les deux sites. Les différences de proportions par classe de taille sont en faveur du site témoin pour les tailles moyennes et en faveur de l'AMP pour les petites et grandes tailles.

En saison humide, la structure en taille du peuplement est caractérisée par la présence d'individus de taille plus en plus petite dans l'AMP. La comparaison entre l'AMP et le site témoin a permis de constater que la proportion des individus de petite taille et celle des individus de taille moyenne ne sont pas très différentes alors que les individus de grande taille sont mieux représentés dans l'AMP.

IV.2.3.3. Structure en taille des catégories écologiques

En saison froide, l'analyse temporelle a permis de constater une modification de la structure en taille des catégories écologiques survenue au cours de 2 années seulement sur les 9 années de suivi suite à l'apparition d'un second mode. La comparaison spatiale a permis de voir une structure en taille bimodale dans les deux sites avec un premier mode plus large dans le site témoin et un deuxième mode plus large dans l'AMP.

En saison chaude, les modifications de la structure en taille des catégories écologiques apparues d'après l'analyse temporelle s'expliquent par la formation et la disparition d'un second mode et une diminution d'individus de moyenne et grande taille. L'analyse spatiale a permis de constater une structure en taille bimodale dans les deux sites avec un premier mode plus large dans le site témoin et un deuxième mode plus large dans l'AMP.

L'analyse temporelle de la structure en taille des catégories écologiques en saison humide a permis de constater une structure en taille qui évolue vers les classes de taille moyennes. Par contre, l'analyse spatiale a révélé la formation de trois modes dans l'AMP et de deux modes dans le site témoin. Un premier mode d'amplitude égale entre les deux sites avec celui du site témoins plus décalé vers les grandes tailles. Un deuxième mode plus large dans l'AMP.

IV.2.3.4. Structure en taille des catégories trophiques

En saison froide, le changement majeur de la structure en taille des catégories trophique est la formation de classe de taille de plus de 30 cm à partir de 2004. Les résultats de la comparaison spatiale ont permis de constater un premier mode similaire entre les deux sites et un second mode plus large dans l'AMP.

En saison chaude, l'analyse temporelle a montré une absence puis une réapparition d'un second mode. D'après l'analyse spatiale, la structure en taille des catégories trophiques est bimodale dans les deux sites avec le premier et le second mode plus étendue dans l'AMP.

En saison humide, l'apparition d'un second mode est la modification majeure de la structure en taille des catégories trophiques. La comparaison spatiale met en évidence 4 modes dans l'AMP et deux seulement dans le site témoin. Le premier mode du site témoin est plus large et plus décalé vers les grandes classes de taille. Le second mode du site témoin est presque identique au quatrième mode dans l'AMP.

En résumé, quelle que soit la saison, les indicateurs bioécologiques et les structures en taille ont connu de faibles variations d'une année à l'autre après la fermeture du bolon de Bamboung. Des valeurs tantôt supérieures tantôt inférieures à celles trouvées avant la fermeture du bolon de Bamboung, des structures en tailles qui changent au cours d'une ou de deux années après la fermeture témoignent de cette variation. En ce qui concerne l'approche spatiale, la comparaison des indicateurs bioécologiques ainsi que celle des structures en taille n'ont pas toujours été en faveur de l'AMP. De plus, les valeurs calculées diffèrent en fonction des saisons aussi bien dans l'AMP que dans le site témoin. La combinaison des résultats issus de l'analyse temporelle et de l'analyse spatiale a permis de constater des effets positifs et des effets négatifs selon les indicateurs et les saisons.

Les effets positifs observés sont une augmentation de l'abondance, de la biomasse, du niveau trophique et de la taille maximale en saison froide, du niveau trophique et de la taille maximale en saison chaude, et de la richesse ainsi que de la taille maximale en saison humide. En saison froide, ces effets positifs traduisent une restauration des ressources suite à une augmentation des individus de petite et de plus en plus grande taille. Les individus de petite taille appartiennent surtout à la catégorie des espèces estuariennes d'origine marine et sont principalement des phytophages. Quant aux individus de plus en plus grande taille, ce sont des estuariennes d'origine marine et des marines accessoires, détritivores, généralistes et piscivores. En saison chaude, le phénomène de restauration constaté s'explique par une augmentation des individus de plus en plus grande taille appartenant aux catégories marine estuarienne, marine accessoire et marine occasionnelle, en majorité détritivores, piscivores et généralistes. De même, en saison humide, le phénomène de restauration est mis en évidence par une augmentation de la richesse et de la taille maximale du peuplement. Les catégories écologiques concernées sont les marines estuariennes et les estuariennes strictes, détritivores, phytophage et benthophages, généralistes.

Les effets négatifs concernent la richesse en saison froide, l'abondance, la biomasse et la richesse en saison chaude, et l'abondance en saison humide. Autrement dit, en saison froide, on assiste aussi à une perte de richesse, une diminution de la taille moyenne des espèces des catégories estuarienne d'origine marine et marine estuarienne, phytophages et zooplanctonophages. En saison chaude, on constate une perte d'abondance, de biomasse et de richesse des individus de taille moyenne. Ils appartiennent aux catégories estuarienne stricte, estuarienne d'origine marine, et sont des détritivores, des phytophages et des microphages.

Les pertes observées en saison humide se caractérisent par une diminution de l'abondance du peuplement de petite taille appartenant à la catégorie estuarienne stricte, détritivores et microphages.

**V. EVALUATION DE
L'EFFICACITE D'UNE AMP
COMME OUTIL DE GESTION
DES STOCKS HALIEUTIQUES**

Dans leur synthèse du rôle des AMP dans la gestion des pêches, résumé dans la partie introductive de cette thèse, Gascuel et Hénichart (2011) ont détaillé l'intérêt des réserves intégrales sur les pêcheries adjacentes et celui des AMP à usage multiple sur les populations de poissons exploitées par la pêche. Deux mécanismes expliquent l'intérêt des AMP pour la pêche : l'effet « Spillover » ou effet de débordement et l'amélioration de la reproduction (Gascuel et Hénichart 2011 ; Abesamis et al. 2005 ; Wickel 2008 ; Amargós et al. 2010). Ce chapitre va traiter de ces deux aspects.

Dans un premier temps, l'effet « Spillover » sera abordé. Ce phénomène contribue à l'augmentation de l'abondance et de la biomasse des espèces pêchées à proximité d'une réserve, en raison de l'accroissement net du nombre d'adultes dans l'AMP (Lowe et al. 2003 ; Hilborn et al. 2004 ; Goñi et al. 2010). En effet, le déplacement de poissons adultes de l'intérieur d'une AMP vers les zones de pêche améliore le niveau de recrutement halieutique dans les zones proximales de l'AMP. Ces effets ont été démontrés au voisinage immédiat des AMP mais sont variables en fonction de la taille des AMP : entre 200 et 500 m dans le cas des petites AMP, à des distances de plus de 500 m voir à l'échelle de l'écosystème dans le cas des grandes AMP (Russ et al. 2003 ; Denny et Babcock 2004 ; García-Charton et al. 2008).

Ainsi, en ce qui concerne l'AMP de Bamboung, l'analyse de l'évolution des indicateurs bioécologiques tels que l'abondance, la biomasse, les tailles moyenne et maximale en fonction de la distance à l'AMP, permet d'étudier l'effet « Spillover ».

Pour ce qui est du PNBA, le rôle attendu de la zone interne est d'exporter de la biomasse vers l'extérieur, phénomène qu'il s'agit de vérifier dans ce chapitre en comparant l'intérieur et l'extérieur de l'AMP.

Concernant l'AMP des îles d'Urok, la question majeure porte sur le rôle joué par chacune des trois zones dans l'amélioration des rendements de la pêche. Le système de zonage tel qu'établi attribue à la zone centrale le rôle de pourvoyeur de biomasse vers les zones intermédiaire et périphérique, à la zone intermédiaire une fourniture de poissons aux deux autres zones, et à la zone périphérique un milieu pourvoyeur de meilleurs rendements pour la pêche (Urani et al. 2011). Ici, il s'agit d'étudier la répartition des indicateurs biologique entre les trois zones à l'échelle des guildes fonctionnelles et au niveau peuplement.

La seconde partie de ce chapitre traite du rôle d'une AMP dans l'amélioration de la reproduction qui peut avoir des effets positifs pour la pêche. En effet, de nombreuses études

scientifiques ont montré que les AMP sont de véritables outils de reconstitution de stocks de poissons (Halpern 2003 ; Lester et al. 2009). Cette reconstitution se fait surtout par un retour d'individus de grande taille dans la zone protégée (Ecoutin et al. 2014). On assiste alors à une augmentation du potentiel reproducteur (Kelly et al. 2000 ; Rowe 2002 ; Béné et Tawfik 2003), une augmentation de la fécondité sur une période plus longue (Palumbi 2001 ; Acosta et Robertson 2002) et un rééquilibrage de la sex-ratio (Buxton 1993). Ce phénomène sera étudié dans les trois AMP en essayant de vérifier si elles contribuent à une augmentation du stock reproducteur (en abondance et en biomasse) et un rééquilibrage de la sex-ratio. Pour l'approche temporelle, l'AMP de Bamboung servira de milieu d'étude pour suivre l'évolution de l'abondance et de la biomasse du stock reproducteur ainsi que l'évolution de la sex-ratio. Pour l'approche spatiale, l'étude repose sur la comparaison des trois indicateurs entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako, entre l'intérieur et l'extérieur des limites du PNBA et entre les trois zones de l'AMP des îles d'Urok.

V.1. Approche par évolution des rendements

V.1.1. Le cas de l'AMP de Bamboung

V.1.1.1. Description du peuplement du site du Diomboss en saison froide

En mars 2012, les 16 coups de pêche réalisés pendant les quatre nuits de pêche ont permis de capturer 1089 poissons appartenant à 12 espèces différentes réparties dans 10 familles pour un poids total de 491 kg. Les non-poissons sont des mollusques : un *Cymbium glans* de 542 g et un *Murex cornutus* de 87 g. Les familles les mieux représentées sont la famille des Ariidae et celle des Sciaenidae. Parmi les 12 espèces capturées, 7 sont de la catégorie marine estuarienne (ME), deux de la catégorie marine accessoire (Ma) et de la catégorie marine occasionnelle (Mo) et une de la catégorie estuarienne d'origine marine (Em). 6 des 12 espèces identifiées sont des généralistes (p2-ge), 4 sont des benthophages (p1-bt) et 2 sont des piscivores (p2-pi). Les 3 espèces dominantes en termes d'abondance sont : *Arius latiscutatus* (42,9%), *Arius parkii* (38,1%) et *Batrachoides liberiensis* (13,9%). Le plus petit poisson capturé est un *Galeoides decadactylus* (17 cm) et le plus gros est un *Rhinobatos rhinobatos* (135 cm) (Tab. 11).

Tableau 11 : Liste des 11 espèces de poisson capturées dans le site du Diomboss en 2012 avec leur famille, le code, la catégorie écologique, la catégorie trophique, le pourcentage d'abondance (%Abon), le pourcentage de biomasse (%Biom), la taille minimale (Tmin) et la taille maximale (Tmax), saison froide.

Famille	Espèce	Code espèce	Catégorie écologique	Catégorie trophique	Abon (%)	Biom (%)	Tmin (cm)	Tmax (cm)
Ariidae	<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME	p2-ge	42,9	46,9	19	87
	<i>Arius parkii</i>	ARP	ME	p2-ge	38,1	37,1	35	43
Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma	p2-ge	13,9	4,8	12	33
Dasyatidae	<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	p1-bt	2,4	6,8	19	52
Serranidae	<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME	p2-pi	0,7	0,7	19	45
Tetraodontidae	<i>Ephippion guttifer</i>	EGU	ME	p1-bt	0,1	0,2	35	35
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	p2-ge	0,1	0,0	17	27
Gymnuridae	<i>Gymnura micrura</i>	GMI	Mo		0,1	0,3	55	55
Lutjanidae	<i>Lutjanus goreensis</i>	LG0	Ma	p2-pi	0,6	0,9	25	48
Sciaenidae	<i>Pseudolithus senegallus</i>	PBR	ME	p2-ge	0,6	0,4	26	33
	<i>Pseudolithus typus</i>	PTY	ME	p2-ge	0,4	0,2	26	36
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos rhinobatos</i>	RHI			0,1	1,7	135	135

V.1.1.2. Evolution des indicateurs en saison froide

En saison froide de l'année 2012, la relation entre l'abondance et la distance à l'AMP est positive et significative ($\tau=0,2$, $p\approx 0,024$). Il n'y a pas de relation entre la biomasse et la distance à l'AMP ($\tau=0,04$, $p\approx 0,667$). Les relations entre la distance à l'AMP et la taille moyenne ($\tau=-0,1$, $p\approx 0,04$), et celle entre la distance à l'AMP et la taille maximale ($\tau=-0,01$, $p\approx 0,932$) sont respectivement faible, négative et significative, et faible, négative et non significative. L'abondance des poissons augmente au fur et à mesure qu'on s'éloigne de l'AMP (Fig. 46a) alors que la taille moyenne des poissons diminue en s'éloignant de l'AMP (Fig. 46 c). Les autres indicateurs n'évoluent pas en fonction de la distance à l'AMP.

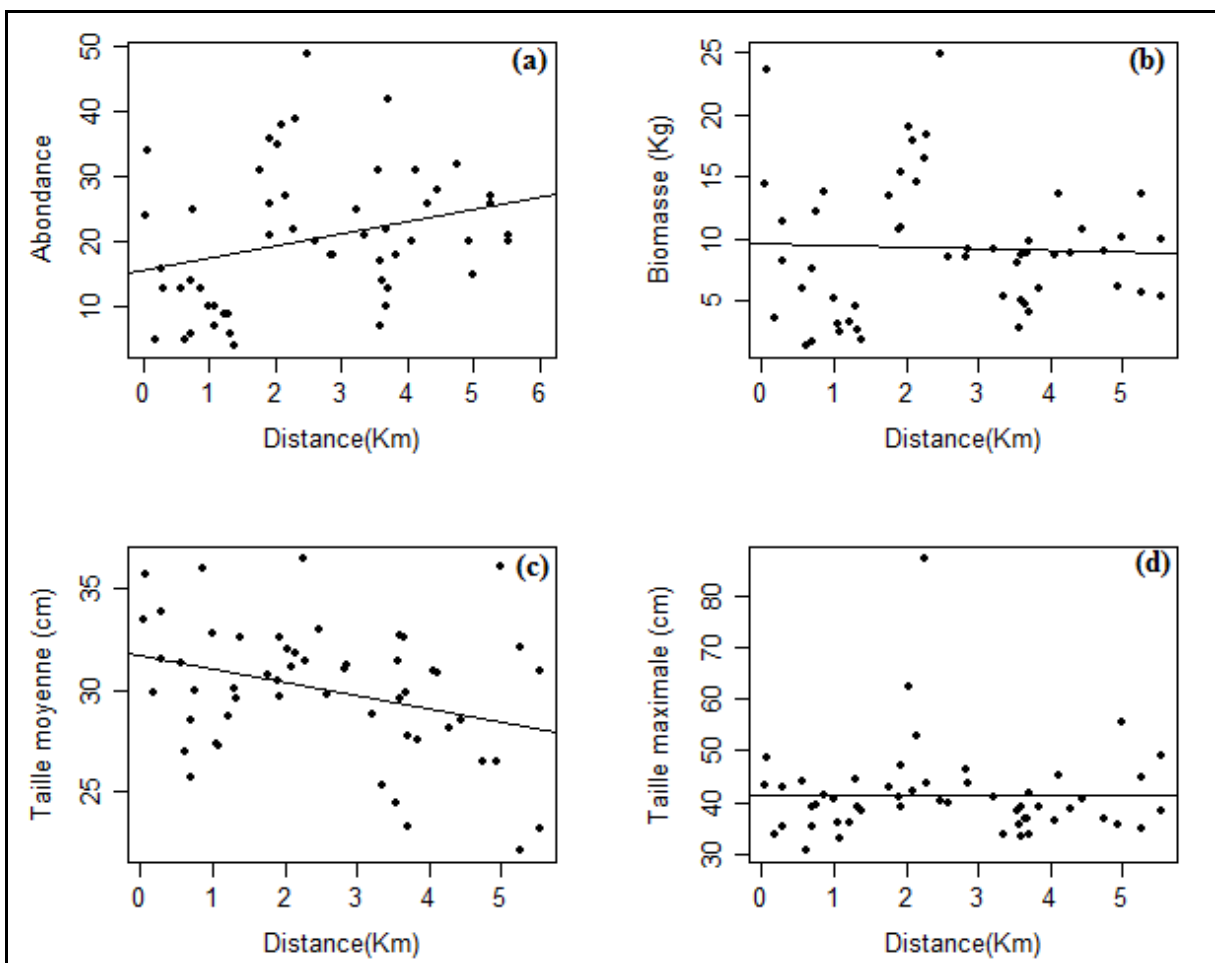


Figure 46 : Evolution de l'abondance, de la biomasse, de la taille moyenne et de la taille maximale en fonction de l'éloignement à l'AMP de Bamboung, dans le site du Diomboss en saison froide de l'année 2012.

V.1.1.3. Description du peuplement en saison chaude

En saison chaude de l'année 2012, les 17 coups de pêche réalisés pendant les quatre nuits de pêche ont permis de capturer 403 poissons appartenant à 11 espèces différentes réparties dans 9 familles pour un poids total de 194 kg. A part la famille des Ariidae et celle des Tetraodontidae représentées chacune par 2 espèces, les 7 autres familles sont monospécifiques. Les 11 espèces recensées appartiennent à 4 catégories écologiques différentes qui sont la catégorie ME (5 espèces) et les catégories Em, Ma et Mo, chacune représentée par 2 espèces. Du point de vue trophique, 5 espèces sont des prédateurs généralistes (p2-ge), 3 des benthophages (p1-bt), 2 des piscivores (p2-pi) et 1 microphage (p1-mc). Les espèces les plus abondantes sont *Arius parkii* (50,1%) et *Arius latiscutatus* (34,2%). Ces deux espèces dominent en termes de biomasse devant *Dasyatis margaritella* (13,4%) et *Carcharhinus leucas* (11,3%). Le plus petit poisson est un *Dasyatis margaritella* (15 cm) et le plus gros un *Carcharhinus leucas* (80 cm) (Tab. 12).

Tableau 12 : Liste des 11 espèces capturées dans le site du Diomboss en 2012 avec leur famille, le code, la catégorie écologique, la catégorie trophique, le pourcentage d'abondance (%Abon), le pourcentage de biomasse (%Biom), la taille minimale (Tmin) et la taille maximale (Tmax), saison chaude.

Famille	Espèce	Code espèce	Catégorie écologique	Catégorie trophique	Abon (%)	Biom (%)	Tmin (cm)	Tmax (cm)
Ariidae	<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME	p2-ge	34,2	33,6	20	52
	<i>Arius parkii</i>	ARP	ME	p2-ge	50,1	35,7	19	42
Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma	p2-ge	4,0	1,8	17	29
Carangidae	<i>Alectis alexandrinus</i>	SAL	Mo	p1-mc	0,7	2,4	36	47
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus leucas</i>	CLC	Mo	p2-pi	1,5	11,3	72	80
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	p1-bt	0,2	0,2	45	45
Dasyatidae	<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	p1-bt	6,0	13,4	15	63
Sciaenidae	<i>Pseudolithus senegallus</i>	PBR	ME	p2-ge	0,5	0,4	33	36
Serranidae	<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME	p2-pi	2,2	1,0	22	35
Tetraodontidae	<i>Ehippion guttifer</i>	EGU	ME	p1-bt	0,2	0,2	25	25
	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LLA	Ma	p2-ge	0,2	0,1	23	23

V.1.1.4. Evolution des indicateurs en saison chaude

En saison chaude, les 4 indicateurs sont négativement corrélés à la distance à l'AMP. La relation entre la distance à l'AMP et l'abondance ($\tau = -0,2$, $p \approx 0,045$) est faible et

significative. Celle de la biomasse ($\tau = -0,17$, $p \approx 0,091$), de la taille moyenne ($\tau = -0,06$, $p \approx 0,559$) et de la taille maximale ($\tau = -0,13$, $p \approx 0,194$) sont faibles et non significatives. Cependant, leur tendance est à la baisse au fur et à mesure qu'on s'éloigne de l'AMP (Fig. 47a, b, c, d).

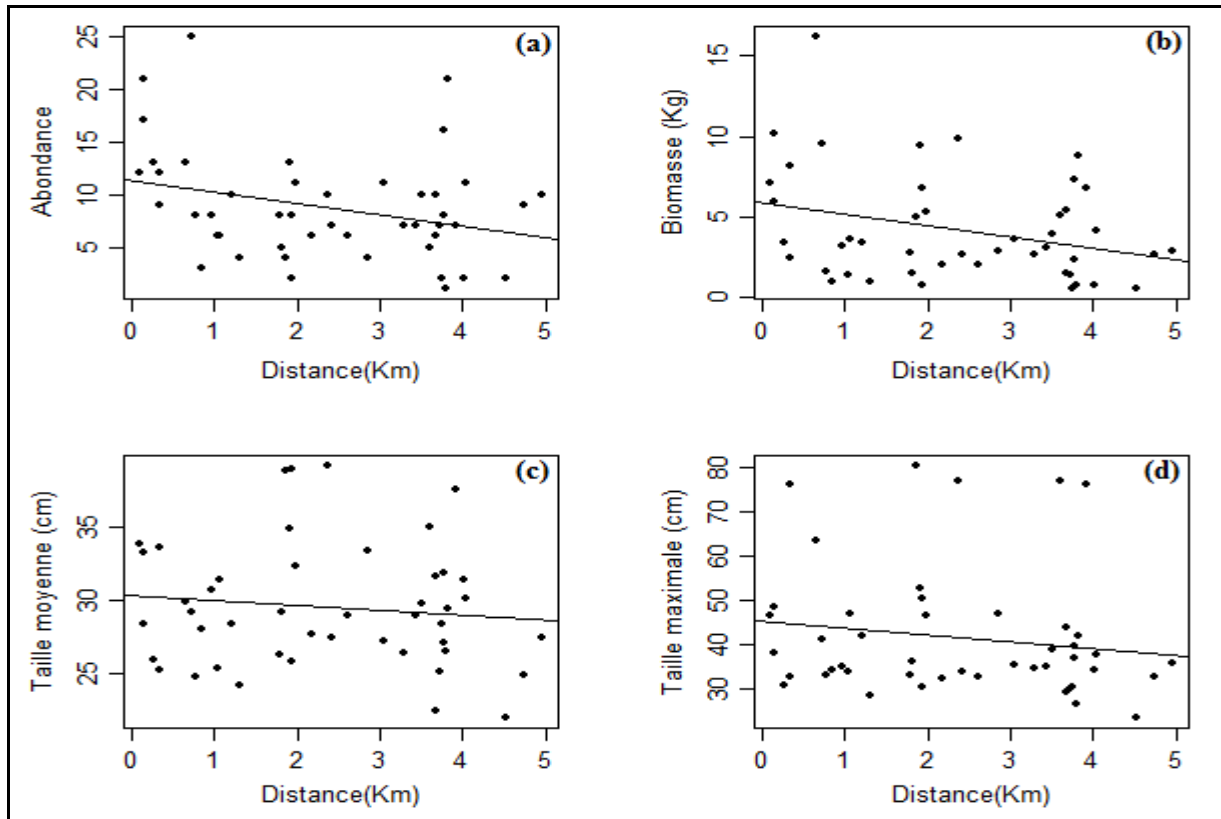


Figure 47 : Evolution de l'abondance, de la biomasse, de la taille moyenne et de la taille maximale en fonction de l'éloignement à l'AMP de Bamboung, dans le site du Diomboss en saison chaude de l'année 2012.

V.1.1.5. Description du peuplement en saison humide

En octobre, 16 coups de pêche ont été réalisés et ont permis de capturer 660 poissons représentant 12 espèces appartenant à 10 familles. Le poids total débarqué est de 316 kg. Les espèces les plus présentes dans les captures sont *Arius latiscutatus* (100% des coups), *Arius parkii* (100%), *Dasyatis margaritella* (50%) et *Batrachoides liberiensis* (25%). Les Ariidae et les Sciaenidae sont les deux seules familles représentées par deux espèces, les autres familles étant monospécifiques. Les catégories écologiques ME et Em sont représentées chacune par 4 espèces alors que les catégories écologiques Ma et Mo sont représentées chacune par 2 espèces. 7 des 12 espèces sont des prédateurs généralistes (p2-ge), 2 sont des piscivores (p2-pi), 2 sont des benthophages (p1-bt) et 1 espèce est un zooplanctonophage (p1-zo). Les deux

Ariidae sont les espèces les plus abondantes (*Arius latiscutatus* – 56,4% et *Arius parkii* – 36,1%) et dominant aussi en termes de biomasse (*Arius latiscutatus* – 57,3% et *Arius parkii* – 34,8%). Le plus petit et le plus gros poisson capturés sont respectivement un *Ilisha africana* (15 cm) et un *Arius latiscutatus* (54 cm) (Tab. 13).

Tableau 13 : Liste des espèces capturées dans le site du Diomboss en 2012 avec leur famille, le code, la catégorie écologique, la catégorie trophique, le pourcentage d'abondance (%Abon), le pourcentage de biomasse (%Biom), la taille minimale (Tmin) et la taille maximale (Tmax), saison humide.

Espèce	Code espèce	Catégorie écologique	Catégorie trophique	Abon (%)	Biom (%)	Tmin (cm)	Tmax (cm)
<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME	p2-ge	56,4	57,3	17	54
<i>Arius parkii</i>	ARP	ME	p2-ge	36,1	34,8	18	43
<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma	p2-ge	1,4	0,7	20	29
<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	p1-bt	2,3	2,4	17	27
<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME	p2-pi	0,8	0,8	27	37
<i>Gymnura micrura</i>	GMI	Mo		0,2	0,4	49	49
<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em	p1-zo	0,2	0,0	15	15
<i>Lutjanus goreensis</i>	LGO	Ma	p2-pi	2,1	2,9	25	43
<i>Psettodes belcheri</i>	PBE	Mo		0,2	0,0	30	30
<i>Pseudolithus senegallus</i>	PBR	ME	p2-ge	0,3	0,1	23	26
<i>Pseudolithus elongatus</i>	PEL	Em	p2-ge	0,2	0,0	21	21
<i>Plectorhynchus macrolepis</i>	PLM	Em	p2-ge	0,2	0,5	42	42

V.1.1.6. Evolution des indicateurs en saison humide

En saison humide, la relation entre la distance à l'AMP et les 4 indicateurs est négative. Elle n'est pas significative pour l'abondance ($\tau = -0,01$, $p \approx 0,854$) et la biomasse ($\tau = -0,13$, $p \approx 0,187$). En revanche, elle est significativement liée à la taille moyenne ($\tau = -0,20$, $p \approx 0,043$) et à la taille maximale ($\tau = -0,25$, $p \approx 0,011$). Ainsi, seules la taille moyenne et la taille maximale diminuent significativement en fonction de la distance à l'AMP (Fig. 48c). Les autres indicateurs ont tendance à diminuer quand on s'éloigne de l'AMP (Fig. 48a, b, d).

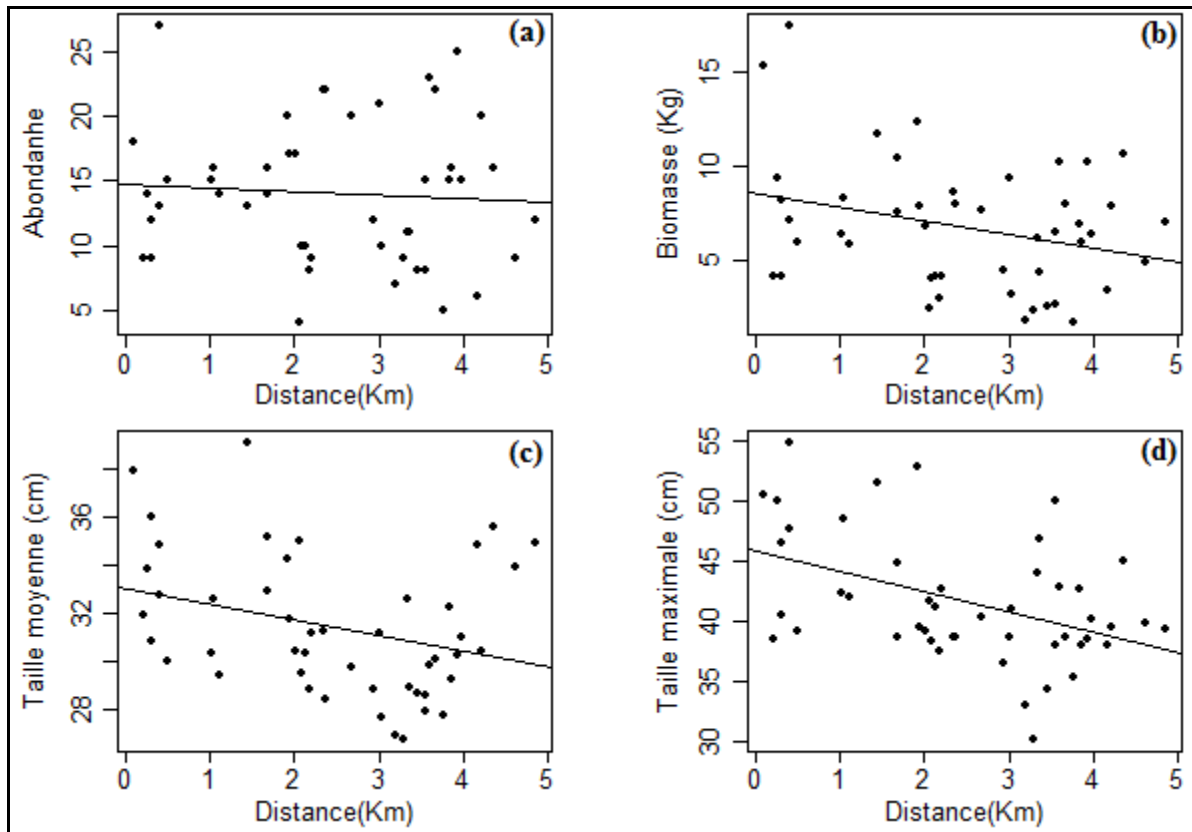


Figure 48 : Evolution de l'abondance, de la biomasse, de la taille moyenne et de la taille maximale en fonction de l'éloignement à l'AMP de Bambooug, dans le site du Diomboss en saison humide de l'année 2012.

V.1.1.7. Discussion comparative

Les espèces communes aux trois saisons sont au nombre de 5 et les différences de richesse entre saisons sont faibles. Les 5 espèces communes représentent plus de 96% de l'abondance totale par saison et plus de 85% de la biomasse totale par saison. Les différences de taille moyenne par espèce entre saisons ne dépassent pas 8 cm. Celles des tailles maximales sont faibles (<10 cm) sauf pour *Arius latiscutatus* (35 cm) et *Dasyatis margaritella* (35 cm). Les relations entre les différents indicateurs biologiques et la distance à l'AMP sont toutes des relations faibles. Le sens de la relation (positive ou négative) ainsi que sa significativité ne dépend pas de la saison.

Les résultats des études montrent qu'il n'y a pas beaucoup de changement dans la composition des peuplements de poissons par saison. Les espèces qui diffèrent entre saisons sont des espèces rares et ne sont pas dominantes en abondance comme en biomasse.

L'évolution des indicateurs en fonction de la distance à l'AMP diffère en fonction des saisons. Des baisses en fonction de la distance à l'AMP ont été observées en saison chaude et en saison humide et non en saison froide.

V.1.2. Le cas du PNBA

L'étude comparative de la composition des peuplements de poissons et des indicateurs bioécologiques y compris ceux du projet AMPHORE est faite pour étudier d'éventuelles différences entre les peuplements de poissons de l'intérieur et ceux de l'extérieur du PNBA.

V.1.2.1. Description comparative du peuplement de poissons

Au total, 62 espèces réparties dans 32 familles sont recensées à l'intérieur du PNBA contre 63 espèces réparties dans 36 familles à l'extérieur de l'AMP. Parmi les 62 espèces capturées dans l'AMP, 24 espèces sont absentes des captures effectuées à l'extérieur de l'AMP. En revanche, 25 espèces capturées à l'extérieur de l'AMP n'ont pas été observées dans l'AMP. Sur l'ensemble des espèces capturées au cours des 3 campagnes de pêche expérimentale, 38 sont identiques aux deux secteurs. En tenant compte de la richesse totale (87 espèces), la composition spécifique diffère entre les deux secteurs avec moins de la moitié des espèces communes aux deux secteurs.

Durant les 3 campagnes de pêches, les 41 coups de pêche effectués dans l'AMP ont permis de capturer 6 301 individus pour une biomasse de 693,7 kg. A l'extérieur de l'AMP,

les 39 coups de pêche ont permis de capturer 12 649 poissons pour une biomasse de 18 700,3 kg. Ramenée à l'hectare, la densité est égale à 615 individus pour une biomasse de 68 kg dans l'AMP et de 1 297 individus pour une biomasse de 1 917 kg à l'extérieur de l'AMP. Le poids moyen d'un poisson est estimé à 110 g dans l'AMP et à 1478 g à l'extérieur de l'AMP. Dans l'AMP, l'espèce la plus abondante est *Sardinella maderensis* avec 35,8% de l'effectif total, suivie par *Chloroscombrus chrysurus* (35,2%), *Ethmalosa fimbriata* (8,4%) et *Diplodus bellottii* (5,1%). Le reste des espèces représente moins de 5% de l'abondance totale dans l'AMP (Annexe 4). A l'extérieur de l'AMP, *Diplodus bellottii* est la plus abondante avec 37,8% du total des individus capturés. Suivent *Sardinella maderensis* (20,6%), *Sardinella aurita* (17,3%) et *Chloroscombrus chrysurus* (11%). Les espèces restantes constituent moins de 3% de l'abondance totale (Annexe 4). En termes de biomasse, *Chloroscombrus chrysurus* occupe la première place avec 29,2% de la biomasse totale. Elle est suivie par *Ethmalosa fimbriata* (26%), *Sardinella maderensis* (17,3%) et *Arius parkii* (8%). Les espèces restantes constituent moins de 3% de la biomasse totale (Annexe 4). Trois espèces dominent en termes de biomasse à l'extérieur de l'AMP. Il s'agit de *Sardinella aurita* (39,7%), *Sardinella maderensis* (21,8%) et *Diplodus bellottii* (13,1%). *Ethmalosa fimbriata* (6,2%) et *Chloroscombrus chrysurus* (5,7%) occupent respectivement la quatrième et la cinquième place. Les espèces restantes constituent moins de 5% de la biomasse totale à l'extérieur de l'AMP (Annexe 4). La taille moyenne varie entre 10 cm (*Psettodes belcheri*) et 131 cm (*Rhinobatos cemiculus*) à l'intérieur de l'AMP et entre 7 cm (*Plectorhinchus macrolepis*) et 129 cm (*Lichia amia*). Dans l'AMP, 15 espèces ont une taille moyenne inférieure ou égale à 15 cm, 28 ont une taille moyenne comprise entre 15 cm et 30 cm, et 19 espèces ont une taille moyenne strictement supérieure à 30 cm. A l'extérieur de l'AMP, 15 espèces ont une taille moyenne inférieure ou égale à 15 cm, 33 ont une taille moyenne supérieure à 15 cm et inférieure ou égale à 30 cm, et 15 espèces ont une taille moyenne strictement supérieure à 30 cm (Annexe 4).

V.1.2.2. Abondance et biomasse de l'ensemble des populations

La variabilité de l'abondance et celle de la biomasse sont plus élevées à l'extérieur qu'à l'intérieur du PNBA (Fig. 49) quelle que soit la saison. La valeur moyenne de l'abondance à l'extérieur est supérieure à celle de l'intérieur de l'AMP (Fig. 49).

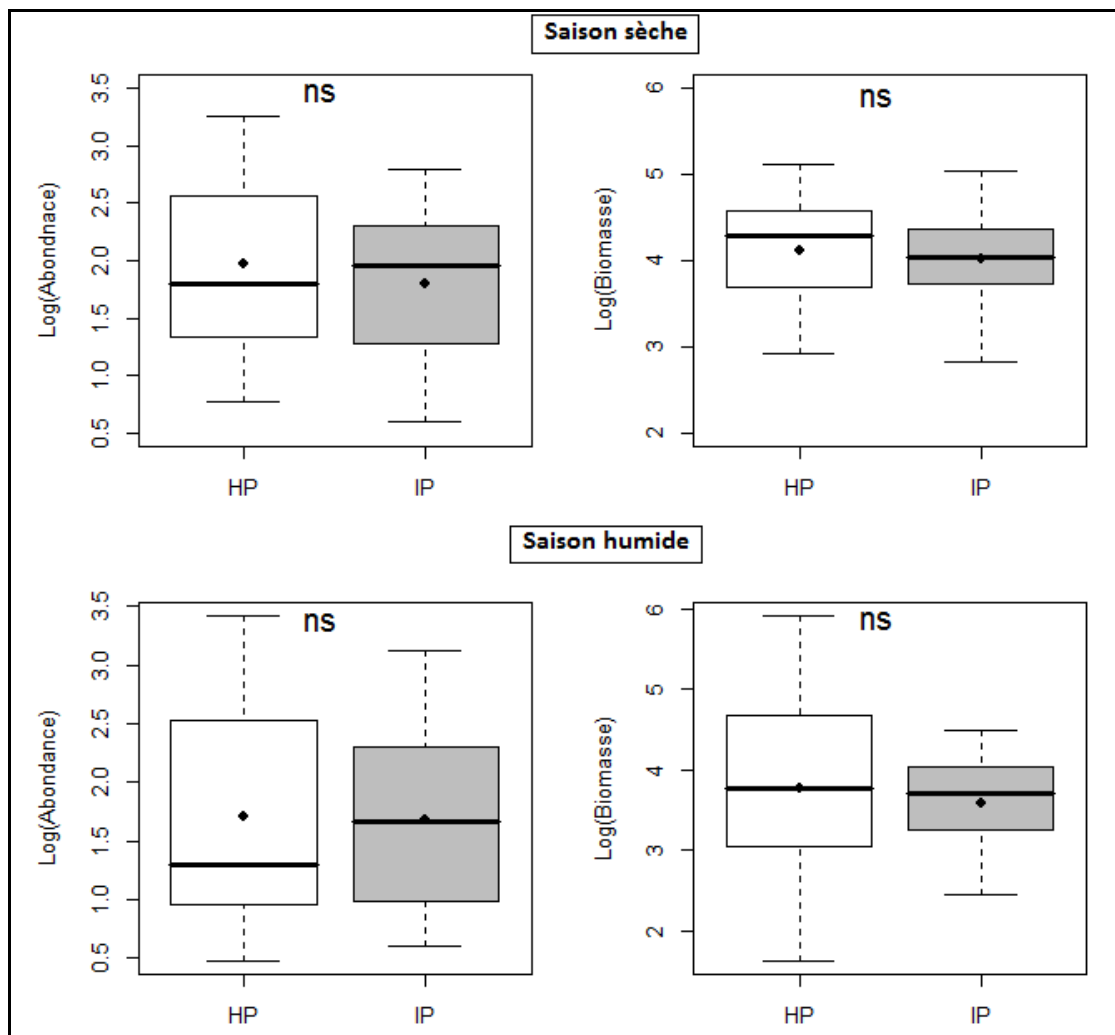


Figure 49 : Variabilité spatiale et temporelle de l’abondance et de la biomasse en saison sèche et humide à l’intérieur (IP) et à l’extérieur (HP) du PNBA, 2008 et 2010. Le point noir indique la valeur moyenne de l’indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l’indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Les résultats de la comparaison entre l’intérieur et l’extérieur de l’AMP montrent une différence non significative en saison sèche ($w=431$, $p \approx 0,367$) comme en saison humide ($w=78$, $p \approx 0,1$). De même que pour l’abondance, les différences de biomasse ne sont pas significatives entre les deux secteurs (saison sèche, $w=417$, $p \approx 0,508$; saison humide, $w=82$, $p \approx 0,851$) bien que les valeurs moyennes soient plus importantes à l’extérieur de l’AMP (Fig. 51).

V.1.2.3. Abondance et biomasse des non prédateurs

En saison sèche, l'abondance et la biomasse des non prédateurs sont plus variables à l'extérieur de l'AMP contrairement à la taille qui est plus variable à l'intérieur de l'AMP. Leur abondance et leur biomasse moyennes sont plus importantes à l'extérieur qu'à l'intérieur de l'AMP mais les différences ne sont statistiquement significatives ($W=24$, $p\approx 0,426$ pour l'abondance et $w=23$, $p\approx 0,536$ pour la biomasse) (Fig. 50).

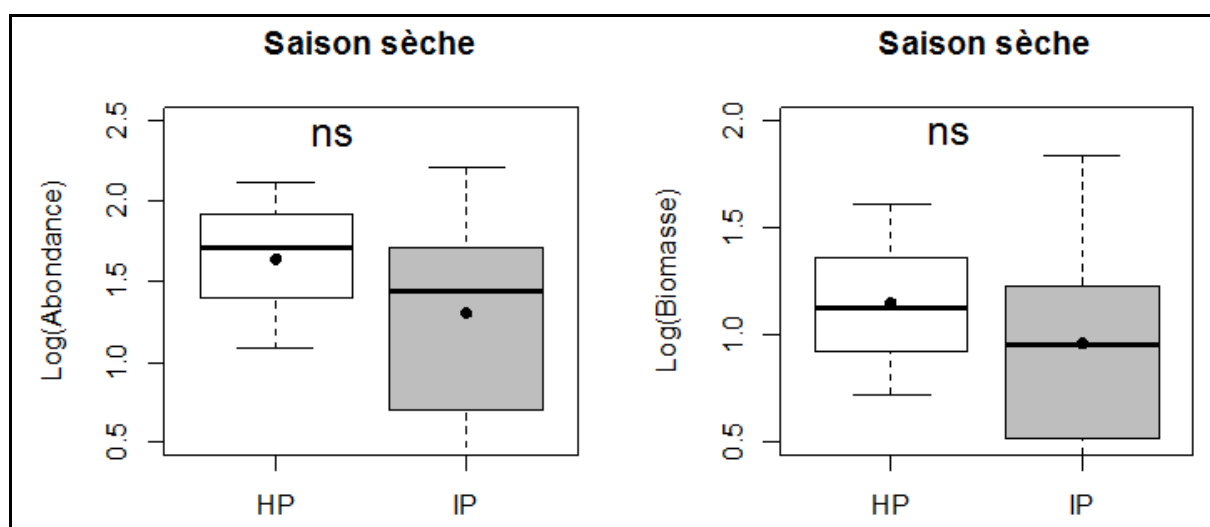


Figure 50 : Variabilité de l'abondance et de la biomasse des non prédateurs en saison sèche et humide à l'intérieur (IP) et à l'extérieur (HP) du PNBA, 2008 et 2010. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p<0,05$; **, significatif à $p<0,01$; ***, significatif à $p<0,001$

V.1.2.4. Abondance, biomasse et taille moyenne des prédateurs

En saison sèche, chez les prédateurs, les différences d'abondance et de biomasse ne sont pas significatives ($w=432$, $p\approx 0,353$ pour l'abondance, $w=439$, $p\approx 0,295$ pour la biomasse) mais les valeurs trouvées à l'extérieur de l'AMP sont supérieures à celle trouvées à l'intérieur (Fig. 51). Quant à la taille moyenne, la différence est significative en faveur de l'AMP ($w=221$, $p\approx 0,008$). En saison humide, aucun des indicateurs ne diffère significativement entre les deux secteurs ($w=78$, $p\approx 1$ pour l'abondance, $w=82$, $p\approx 0,851$ pour la biomasse, $w=95$, $p\approx 0,374$) et les valeurs moyennes calculées sont plus élevées à l'extérieur de l'AMP (Fig. 51).

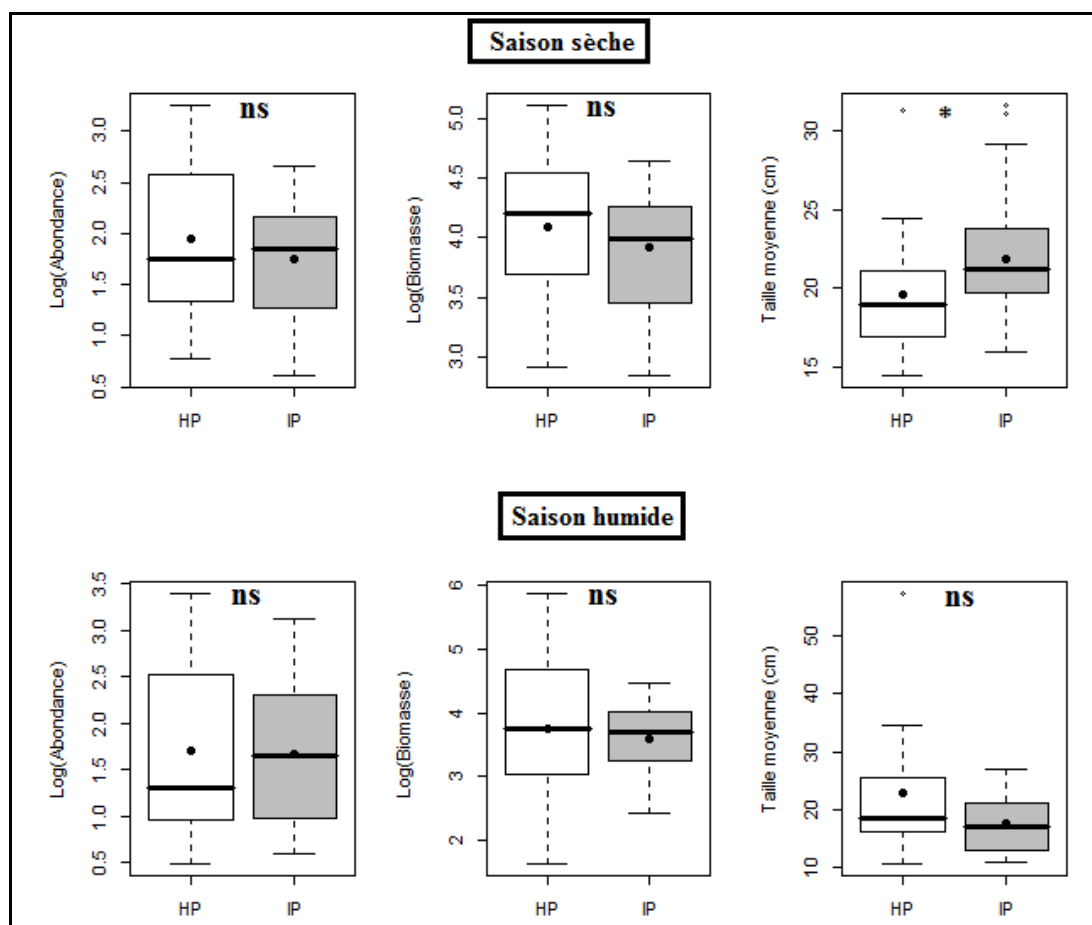


Figure 51 : Variabilité spatiale et saisonnière de l'abondance moyenne, de la biomasse moyenne et de la taille moyenne des prédateurs en saison sèche et humide à l'intérieur (IP) et à l'extérieur (HP) du PNBA, 2008 et 2010. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

V.1.3. Le cas de l'AMP des îles d'Urok

V.1.3.1. Description du peuplement en saison sèche

Au total, 24 coups de pêche ont été réalisés en saison sèche permettant de capturer 279 poissons pour une biomasse totale de 105 kg. Les poissons capturés appartiennent à 31 espèces. Parmi les coups de pêche réalisés en saison sèche, 10 l'ont été dans la zone centrale, 8 dans la zone intermédiaire et 6 dans la zone périphérique. En moyenne par coup de pêche, 15 poissons pesant 5 kg ont été capturés dans la zone centrale, 9 poissons pour 4 kg dans la zone intermédiaire et 10 poissons pour 3 kg dans la zone périphérique.

En termes de richesse, 21 espèces ont été capturées dans la zone centrale dont 6 non identifiées dans les deux autres zones, 15 espèces dans la zone intermédiaire dont 2 non identifiées dans les deux autres zones et 20 espèces dans la zone périphérique dont 7 non identifiées dans les deux autres zones. Il y a 9 espèces communes aux trois zones. La richesse moyenne est égale à 6 ± 2 dans la zone centrale, 4 ± 2 dans la zone intermédiaire et 5 ± 1 dans la zone périphérique.

En comparant les proportions d'abondance et de biomasse entre zones par espèce, 9 espèces (*Arius latiscutatus*, *Rhizoprionodon acutus*, *Sardinella maderensis*, *Dasyatis margarita*, *Drepane africana*, *Eucinostomus melanopterus*, *Pomadasys perotaei*, *Galeoides decadactylus*, *Sphyraena afra*) sont mieux représentées dans la zone centrale, 2 espèces (*Chaetodipterus lippei* et *Ephippus goreensis*) sont plus présentes dans la zone périphérique. *Albula vulpes* est plus abondante dans la zone centrale mais sa biomasse est plus importante dans la zone périphérique. *Arius parkii* est plus abondante dans la zone périphérique mais sa biomasse est plus importante dans la zone centrale. *Psettodes belcheri* est plus abondante dans la zone périphérique mais en termes de biomasse, elle est plus représentée dans la zone intermédiaire. La taille moyenne augmente de la zone centrale à la zone périphérique chez *Albula vulpes*, et baisse de la zone centrale vers la zone périphérique chez *Arius parkii* et *Pseudolithus senegallus*. Du point de vue taille maximale, les poissons sont généralement plus gros dans la zone centrale puis dans la zone intermédiaire que dans la zone périphérique en saison sèche (Annexe 2).

Les espèces estuariennes strictes (Es) sont présentes uniquement dans la zone centrale et les marines (M) uniquement dans la zone périphérique. Les estuariennes d'origine marine (Em) sont plus présentes dans la zone périphérique avec la biomasse la plus faible et moins présentes dans la zone intermédiaire. Leur biomasse est plus importante dans la zone centrale. En abondance comme en biomasse, les marines estuariennes (ME) sont plus présentes dans la zone centrale et moins présentes dans la zone périphérique. Chez les marines accessoires (Ma), l'abondance et la biomasse diminuent de la zone périphérique à la zone centrale. Les marines occasionnelles (Mo) sont, en abondance et en biomasse, plus présentes dans la zone centrale et moins présentes dans la zone intermédiaire (Tab. 14).

Tableau 14 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie écologique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison sèche (2013). Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques.

Catégorie écologique	Zone centrale		Zone intermédiaire		Zone périphérique	
	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom
Es	100	100				
Em	40	34	17	37	43	29
ME	46	41	30	33	25	25
Ma	19	12	24	32	56	57
Mo	42	56	19	21	39	23
M					100	100

Les détritivores (he-de) sont absentes des captures effectuées dans la zone intermédiaire. Elles sont représentées dans la zone centrale et la zone périphérique à des proportions égales en termes d'abondance mais dominent en biomasse dans la zone centrale. Les benthophages (p1-bt) sont bien représentées en abondance comme en biomasse dans la zone centrale puis la zone périphérique. Quant aux microphages (p1-mc), elles sont plus présentes dans la zone centrale puis dans la zone intermédiaire où leur biomasse est la plus importante. Cette biomasse des microphages est plus faible dans la zone périphérique. Bien qu'ayant la même proportion en termes d'abondance dans la zone périphérique et la zone centrale, les zooplanctonophages (p1-zo) sont mieux représentées en biomasse dans la zone périphérique puis dans la zone centrale. Les généralistes (p2-ge) perdent de leur abondance et biomasse de la zone centrale vers la zone périphérique. En ce qui concerne les piscivores (p2-p1), elles sont mieux représentées en abondance comme en biomasse dans la zone centrale puis dans la zone périphérique (Tab. 15).

Tableau 15 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie trophique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison sèche (2013). Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Catégorie trophique	Zone centrale		Zone intermédiaire		Zone périphérique	
	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom
he-de	50	68			50	32
p1-bt	57	65	17	15	26	20
p1-mc	54	13	24	59	22	28
p1-zo	38	40	25	11	38	49
p2-ge	52	50	29	32	20	18
p2-pi	64	74	9	9	27	18

V.1.3.2. Description du peuplement en saison humide

En saison humide, les 38 coups de pêche réalisés ont permis de capturer 442 individus pour une biomasse totale de 147 kg. Les poissons capturés appartiennent à 40 espèces dont 7 sont identiques aux trois zones. L'abondance moyenne est de 14 individus pour une biomasse moyenne de 4 kg. Dans la zone centrale, les 18 coups de pêche ont permis de capturer 33 espèces pour une abondance moyenne de 14 et une biomasse moyenne de 4 kg. Dans la zone intermédiaire, les 15 coups de pêche ont permis d'identifier 27 espèces pour une abondance moyenne de 10 et une biomasse moyenne de 4 kg. Les 5 coups de pêche effectués dans la zone périphérique ont permis de capturer 10 espèces, en moyenne 8 individus pour une biomasse moyenne de 4 kg. Parmi les espèces capturées dans la zone centrale, 11 n'ont pas été identifiées dans les deux autres zones. Il y a 6 espèces capturées dans la zone intermédiaire et non identifiées dans les deux autres zones.

La richesse spécifique par coup de pêche est égale à 6 ± 3 dans la zone centrale, 5 ± 3 dans la zone intermédiaire et 4 ± 1 dans la zone périphérique. En comparant les proportions d'abondance et de la biomasse entre zones par espèce, 11 espèces (*Arius latiscutatus*, *Arius parkii*, *Caranx hippos*, *Ethmalosa fimbriata*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres nigri*, *Pomadasys perotaei*, *Liza falcipinnis*, *Mugil curema*, *Galeoides decadactylus*, *Ilisha africana*, et *Sphyraena afra*) sont mieux représentées dans la zone centrale que dans les deux autres zones. De même, 7 espèces (*Drepane africana*, *Ephippus goreensis*, *Mugil bananensis*, *Psettodes belcheri*, *Pseudolithus senegallus*, *Synaptura cadenati* et *Pagrus caeruleostictus*) sont mieux représentées dans la zone intermédiaire. Parmi les 10 espèces identifiées dans la

zone périphérique, seulement 4 (*Rhizoprionodon acutus*, *Sardinella maderensis*, *Chaetodipterus lippei* et *Scomberomorus tritor*) y sont mieux représentées comparé aux deux autres zones. La taille moyenne diminue de la zone centrale vers la zone périphérique chez *Rhizoprionodon acutus* et augmente de la zone centrale vers la zone périphérique chez *Arius laticutatus*. Les poissons sont généralement plus gros dans la zone centrale puis dans la zone intermédiaire que dans la zone périphérique (Annexe 3).

Tableau 16 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie écologique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison humide (2011 et 2012). Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques.

Catégorie écologique	Zone centrale		Zone intermédiaire		Zone périphérique	
	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom
Es	83	81	17	19		
Em	50	48	24	39	25	12
ME	53	45	28	32	19	24
Ma	14	23	34	28	51	49
Mo	10	7	48	38	42	55
M			100	100		

Les espèces estuariennes strictes (Es) sont présentes uniquement dans la zone centrale où elles sont mieux représentées et dans la zone intermédiaire. Chez les estuariennes d'origine marine (Em), on note une tendance à la baisse des proportions, de la zone centrale à la zone périphérique pour l'abondance et surtout pour la biomasse. La proportion des marines estuariennes (ME) baisse de la zone centrale vers la zone périphérique en abondance comme en biomasse. Quant aux marines accessoires (Ma), les proportions augmentent de la zone centrale à la zone périphérique en abondance comme en biomasse. Les marines occasionnelles (Mo) sont plus abondantes dans la zone intermédiaire, moins abondantes dans la zone centrale avec une biomasse plus importante dans la zone périphérique et plus faible dans la zone centrale. Les marines (M) sont présentes uniquement dans la zone intermédiaire (Tab. 16).

En termes d'abondance, chez les phytophages (he-ph), les détritivores (he-de), les benthophages (p1-bt), les microphages (p1-mc) et les généralistes (p2-ge), les proportions baissent de la zone centrale à la zone périphérique. Les zooplanctonophages (p1-zo) sont mieux représentées dans la zone périphérique et faiblement représentées dans la zone

intermédiaire alors que pour les piscivores (p2-pi) la proportion baisse de la zone périphérique à la zone centrale. En termes de biomasse, la proportion des détritivores (he-de) et des généralistes (p2-ge) diminue de la zone centrale vers la zone périphérique alors que celle des microphages (p1-mc) et des piscivores (p2-pi) suit un effet contraire. Les benthophages (p1-bt) et les zooplanctonophages (p1-zo) sont plus présentes dans la zone intermédiaire puis dans la zone centrale (Tab. 17).

Tableau 17 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie trophique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison humide (2011 et 2012). Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Catégorie trophique	Zone centrale		Zone intermédiaire		Zone périphérique	
	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom	%Abon	%Biom
he-ph	42	83	33	2	25	14
he-de	48	62	34	29	18	9
p1-bt	49	25	40	60	11	16
p1-mc	39	9	31	40	29	51
p1-zo	42	38	13	45	45	17
p2-ge	53	42	33	36	15	22
p2-pi	13	12	30	29	57	59

V.1.3.3. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison sèche

En saison sèche, en termes d'abondance, de richesse et de taille maximale, la zone centrale occupe la première place suivie de la zone périphérique puis de la zone intermédiaire. (Fig. 52a, c, f). En ce qui concerne la biomasse et le niveau trophique moyen, la zone centrale domine les deux autres zones où le niveau trophique moyen est le même mais une biomasse moyenne plus élevée dans la zone intermédiaire (Fig. 52b, d). Quant à la taille moyenne, elle est plus importante dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique (Fig. 52e). L'abondance (chi-squared=3,4, df=2, p≈0,157), la biomasse (chi-squared=3,4, df=2, p≈0,182), le niveau trophique moyen (chi-squared=2,2, df=2, p≈0,319), la taille moyenne (chi-squared=0,9, df=2, p≈0,623) et la taille maximale (chi-squared=5,7, df=2, p≈0,055) ne sont pas statistiquement différents entre les 3 zones. En revanche, la richesse (chi-squared=6,4, df=2, p≈0,04) est significativement différente entre les trois zones. La richesse

de la zone centrale et celle de la zone intermédiaire sont statistiquement différentes d'après les résultats du test de comparaison multiple de Kruskal-Wallis.

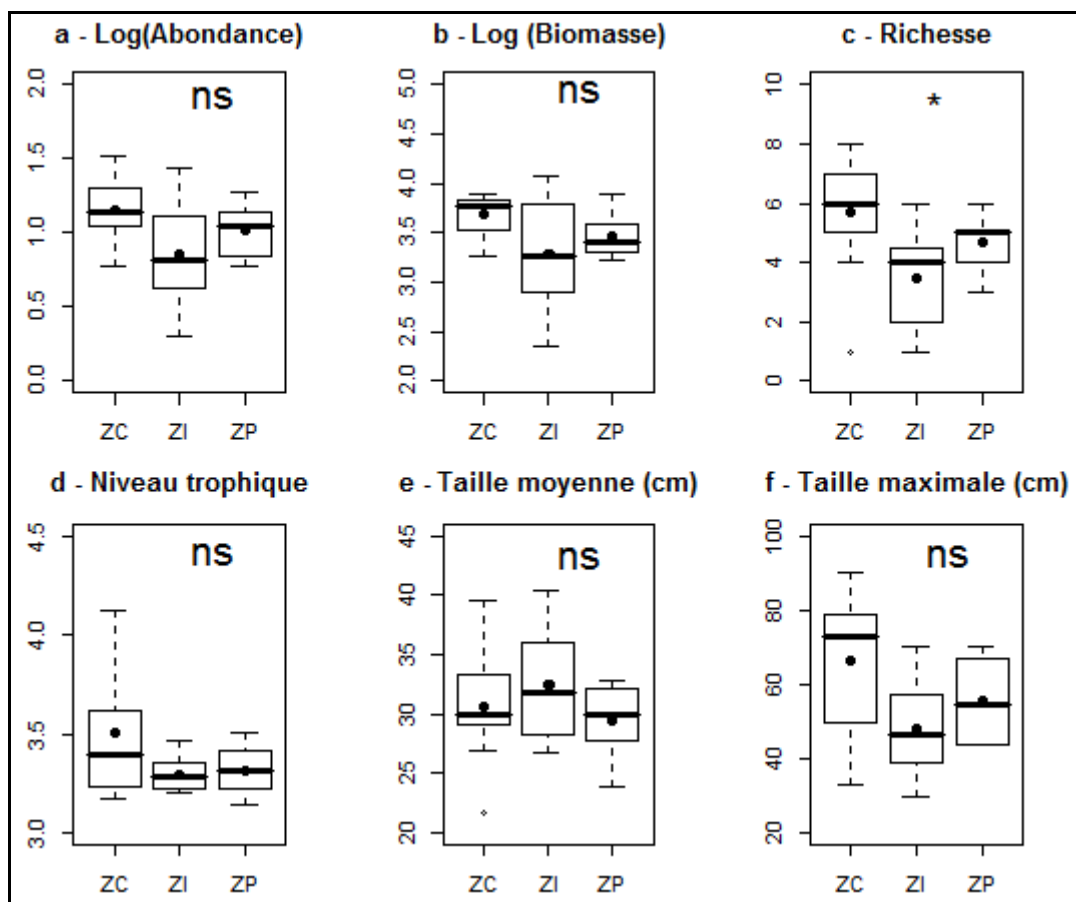


Figure 52 : Variabilité spatiale des 6 indicateurs bioécologiques de l'AMP des îles d'Urok en saison sèche de l'année 2013 (3 zones). ZC- Zone centrale ; ZI- Zone intermédiaire ; ZP- Zone périphérique. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

V.1.3.4. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison humide

En saison humide, l'abondance ($\chi^2=4,2$, $df=2$, $p \approx 0,117$), la biomasse ($\chi^2=1,4$, $df=2$, $p \approx 0,486$), le niveau trophique moyen ($\chi^2=5,17$, $df=2$, $p \approx 0,075$) et la taille maximale ($\chi^2=0,7$, $df=2$, $p \approx 0,703$) ne sont pas statistiquement différents entre les 3 zones (Fig. 53a, b, d, f). En revanche, la richesse ($\chi^2=6,9$, $df=2$, $p \approx 0,031$) et la taille moyenne ($\chi^2=6,8$, $df=2$, $p \approx 0,03$) diffèrent significativement entre les trois zones (Fig. 53c, e). Les résultats du test de comparaison multiple de Kruskal-Wallis montrent des différences significatives entre la zone intermédiaire et la zone périphérique pour la

richesse (Fig. 53c) et une différence significative entre la zone centrale et la zone périphérique pour la taille moyenne (Fig. 53e).

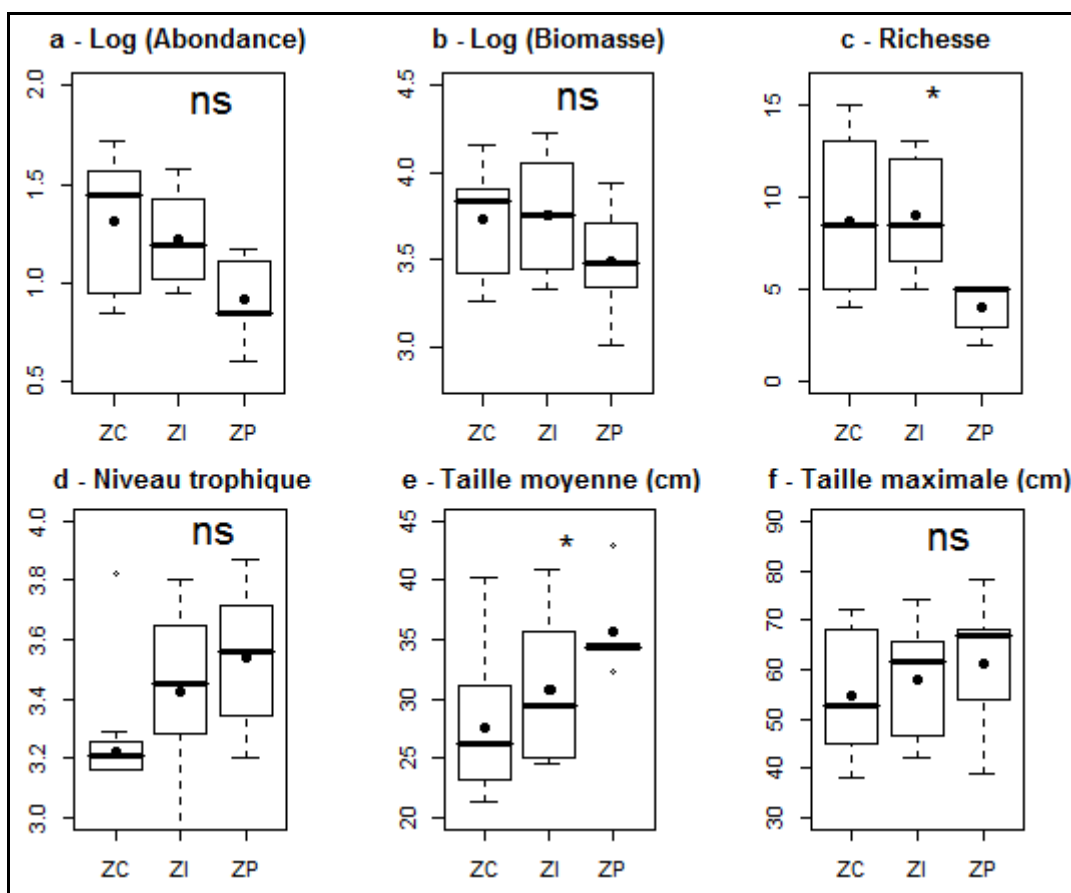


Figure 53 : Variabilité spatiale des 6 indicateurs bioécologiques de l'AMP des îles d'Urok en saison humide des années 2011 et 2012 (3 zones). ZC- Zone centrale; ZI- Zone intermédiaire; ZP- Zone périphérique. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : ns, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

V.2. Approche par amélioration de la reproduction

V.2.1. Le cas de l'AMP de Bamboung

Les aspects liés à la reproduction des poissons ont été très peu abordés dans le suivi du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung. Les résultats préliminaires obtenus ont permis de constater que les espèces présentes dans l'AMP peuvent, en ce qui concerne la reproduction, être schématiquement réparties en plusieurs groupes.

Il s'agit des espèces accomplissant la totalité de leur cycle de reproduction en milieu estuarien, et uniquement en milieu estuarien. C'est le cas de *Gerres nigri*, *Monodactylus sebae*, *Tilapia guineensis* et *Sarotherodon melanotheron*. Ces espèces appartiennent à la catégorie des formes estuariennes strictes (Es) (Albaret et al. 2005). Les espèces à comportement reproductif très plastique et très opportuniste qui se reproduisent régulièrement et souvent massivement en estuaire, mais qui sont aussi susceptibles de se reproduire en mer (par exemple *Ethmalosa fimbriata*, *Liza dumerili*, *Liza falcipinnis*) appartiennent à la catégorie des formes estuariennes d'origine marine (Em). Suivant les espèces et les milieux concernés, la ponte estuarienne peut être prépondérante ou secondaire (Albaret et al. 2005).

Les études menées dans l'AMP de Bamboung depuis 2003 ont très peu abordé ses effets sur la reproduction des poissons. L'objet de ce chapitre est d'évaluer l'impact de l'AMP de Bamboung sur le potentiel reproducteur des espèces suivant une approche temporelle et une approche spatiale.

V.2.1.1. Evolution des indicateurs liés à la reproduction

En ne tenant compte que des 5 stations choisies dans l'AMP de Bamboung, 148 coups de pêche ont été effectués entre 2003 et 2012, et 75 coups de pêche dont un coup nul entre 2008 et 2012. Dans le bolon de Sangako, sur les 6 stations choisies, 90 coups de pêche dont un coup nul ont été effectués entre 2008 et 2012.

Sur l'ensemble des 5 stations choisies dans l'AMP de Bamboung, entre 2003 et 2012, 197 800 poissons ont été mesurés pour une biomasse totale de 1 351 kg. Les femelles mesurées sont au nombre de 52 002 pour une biomasse de 794 kg, les mâles mesurés sont au nombre de 37 671 pour une biomasse de 424 kg. Les 40 561 individus immatures pèsent 75 kg alors que les 67 566 individus de sexe indéterminé pèsent 58 kg. Parmi les femelles mesurées, 34 769 individus sont immatures et pèsent 410 kg alors que 17 190 sont matures et

pèsent 370 kg. Les mâles mesurés sont 22 115 individus immatures et 15 433 individus matures pour une biomasse respective de 215 kg et 175 kg.

V.2.1.1.1. Evolution de l'abondance du stock reproducteur

L'abondance du stock reproducteur a tendance à diminuer entre 2003 et 2012 quelle que soit la saison. Généralement, elle est plus importante en saison froide qu'en saisons chaude et humide. Après la fermeture du bolon de Bamboung, les valeurs obtenues en saison froide au cours des années de suivi ne sont jamais supérieures à celle de l'année de référence. Il en est de même en saison chaude mise à part l'année 2004. En saison humide, à part les années 2010 et 2011, l'abondance du stock reproducteur en 2003 est inférieure à celle obtenue au cours des années de suivi (Fig. 54).

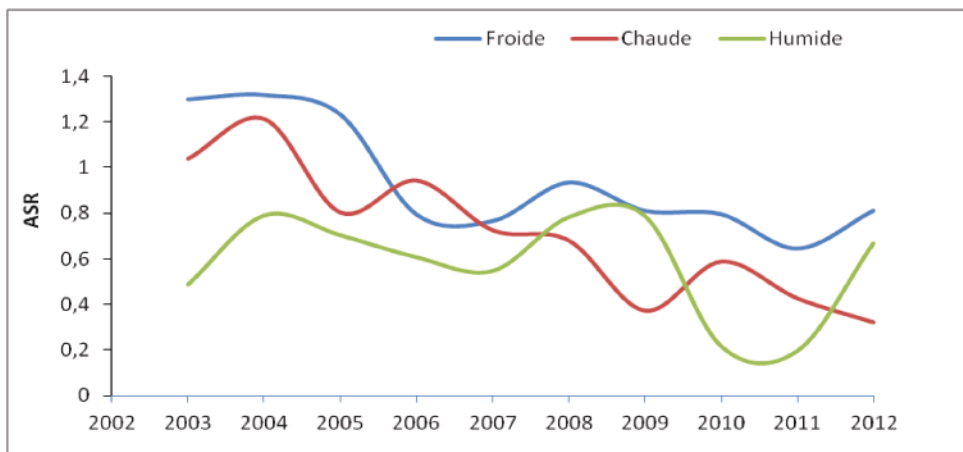


Figure 54 : Evolution annuelle et saisonnière de l'abondance du stock reproducteur (ASR) dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012, par régression linéaire. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$.

V.2.1.1.2. Evolution de la biomasse du stock reproducteur

Entre 2003 et 2012, la biomasse du stock reproducteur a tendance à baisser en saison froide et à se stabiliser en saison chaude et en saison humide. En saison froide, les valeurs obtenues sont généralement plus élevées que celles des saisons chaude et humide. En saison froide, à part les trois premières années de fermeture du bolon, la valeur obtenue en 2003 est la plus élevée. En saison chaude, la biomasse du stock reproducteur de 2003 est supérieure à celles de toutes les années de suivi sauf en 2004 et 2006. En saison humide, la biomasse du stock reproducteur de 2003 n'est supérieure qu'à celle des années 2010 et 2011. Les valeurs de biomasse du stock reproducteur les plus élevées sont enregistrées en 2005 (saison froide), en 2006 (saison chaude) et en 2009 (saison humide) (Fig. 55).

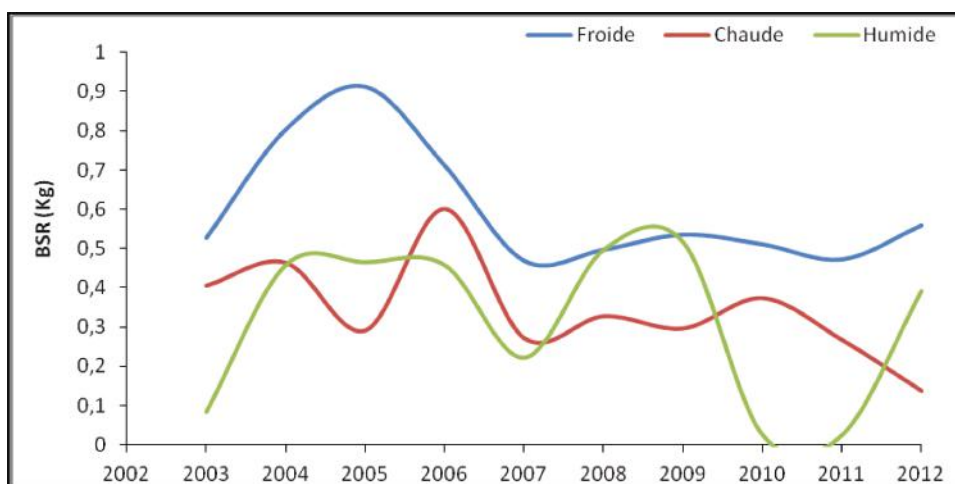


Figure 55 : Evolution annuelle et saisonnière de la biomasse du stock reproducteur (BSR) dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012, par régression linéaire. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$.

V.2.1.1.3. Evolution de la sex-ratio

Les valeurs de la sex-ratio ont tendance à se stabiliser en toute saison entre 2003 et 2012. En saison humide, les valeurs obtenues entre 2004 et 2012 sont plus proches de 50% que celle de 2003. De plus, seule la valeur de 2011 est inférieure à 50%. En saison chaude, seules les valeurs calculées en 2006, 2009 et 2010 sont supérieures à celle de 2003. Les valeurs inférieures à celle de 2003 sont plus proches de 50%. En saison froide, c'est en 2007 et 2008 seulement que la valeur de la sex-ratio est supérieure à celle de 2003. Les valeurs inférieures à celles de 2003 sont plus proches de 50% sauf celle de 2006 qui est inférieure à 50% (Fig. 56).

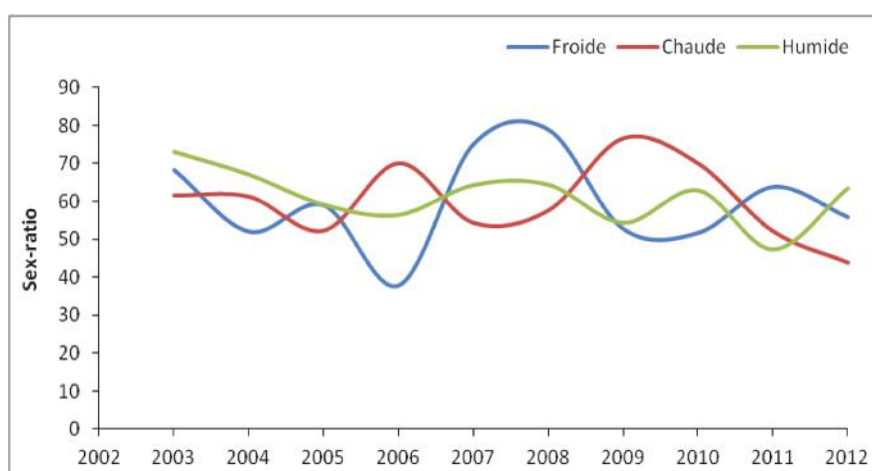


Figure 56 : Evolution annuelle et saisonnière de la sex-ratio dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012, par régression linéaire. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$.

V.2.1.2. Comparaison entre l'AMP et le bolon de Sangako

Entre 2008 et 2012, 104 811 individus d'un poids total de 719 kg ont été mesurés dans l'AMP. Parmi les individus mesurés, 25 394 sont des femelles et pèsent 462 kg, 37 004 sont des individus immatures et pèsent 63 kg. Le poids total des 18 373 mâles mesurés est égal à 185 kg. Les individus dont le sexe est indéterminé sont au nombre de 24 040 et pèsent 9 kg. Pour la même période, 159 466 poissons pour un poids total de 420 kg ont été mesurés dans le bolon de Sangako. Ce sont des femelles (53 973 individus pour 230 kg), des individus immatures (29 186 individus pour 36 kg) et des mâles (44 888 individus pour 127 kg). Dans le bolon de Sangako, les individus dont le sexe est indéterminé sont au nombre de 31 419 et pèsent 23 kg.

V.2.1.2.1. Comparaison de l'abondance du stock reproducteur

Dans l'AMP de Bamboung, l'abondance du stock reproducteur est plus forte en saison humide et plus faible en saison chaude. Dans le bolon de Sangako, elle décroît de la saison froide à la saison humide. Par comparaison, quelle que soit la saison, l'abondance du stock reproducteur est en moyenne plus forte dans le bolon de Sangako que dans l'AMP. Cependant, la différence n'est pas significative (saison froide, $w=320$, $p\approx 0,355$; saison chaude, $w=308$, $p\approx 0,481$; saison humide, $w=344$, $p\approx 0,791$) (Fig. 57).

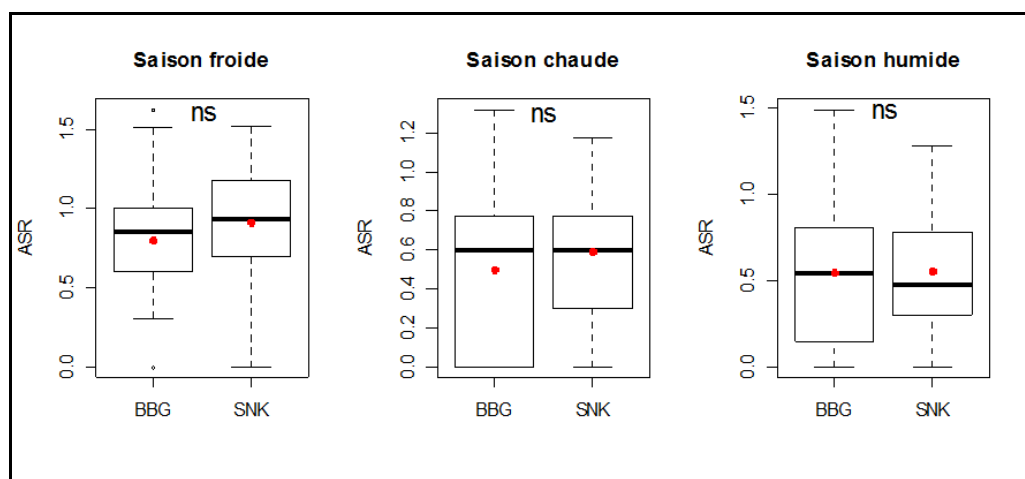


Figure 57: Variation spatiale et saisonnière de l'abondance moyenne du stock reproducteur dans l'AMP de Bamboung (AMP) et le bolon de Sangako (SNK), 2008 à 2012. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p<0,05$; **, significatif à $p<0,01$; ***, significatif à $p<0,001$

V.2.1.2.2. Comparaison de la biomasse du stock reproducteur

Entre 2008 et 2012, la biomasse du stock reproducteur est plus importante en saison humide et plus faible en saison chaude dans l'AMP alors que dans le bolon de Sangako cette biomasse diminue de la saison froide à la saison humide. Quelle que soit la saison, la biomasse du stock reproducteur est plus importante dans l'AMP que dans le bolon de Sangako. Toute fois, cette différence n'est pas significative au vu des résultats du test de Wilcoxon (saison froide, $w=429$, $p\approx 0,361$; saison chaude, $w=356$, $p\approx 0,892$; saison humide, $w=380$, $p\approx 0,727$) (Fig. 58).

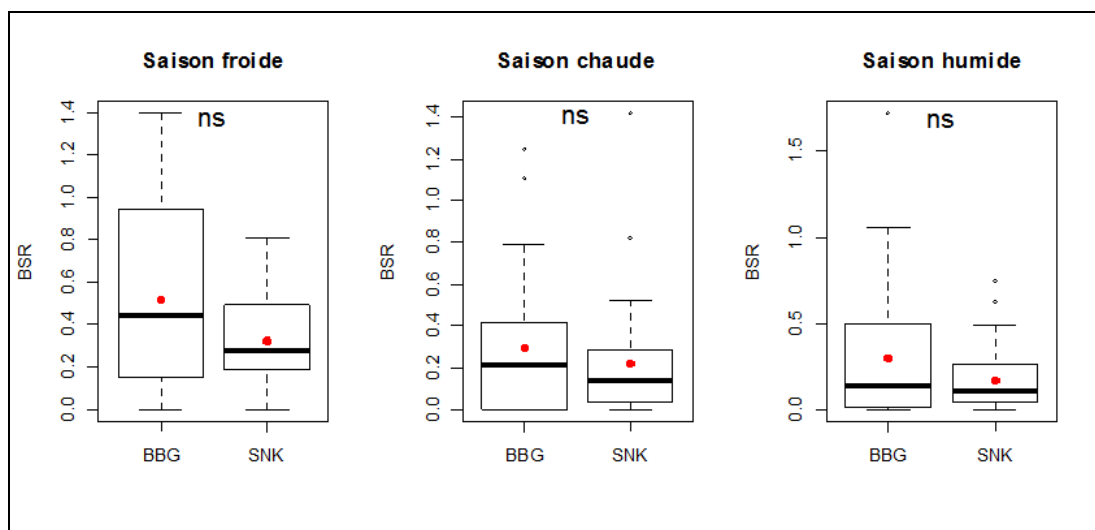


Figure 58: Variation spatiale et saisonnière de la biomasse du stock reproducteur dans l'AMP de Bamboung (AMP) et le bolon de Sangako (SNK), 2008 à 2012. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p<0,05$; **, significatif à $p<0,01$; ***, significatif à $p<0,001$

V.2.1.2.3. Comparaison de la sex-ratio

Dans l'AMP, la sex-ratio est plus élevée en saison humide et plus faible en saison chaude. Dans le bolon de Sangako, la sex-ratio est plus élevée en saison chaude et plus faible en saison humide. Quelle que soit la saison, la sex-ratio est plus élevée dans l'AMP que dans le bolon de Sangako. La différence de sex-ratio entre les deux sites n'est pas significative (saison froide, $w=441$, $p\approx 0,267$; saison chaude, $w=346$, $p\approx 0,985$; saison humide, $w=391$, $p\approx 0,262$) quelle que soit la saison (Fig. 59).

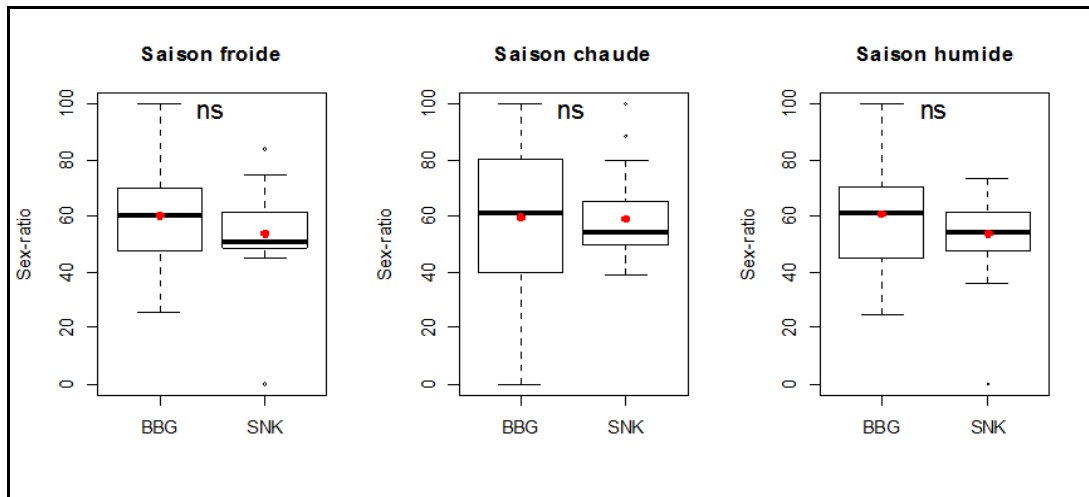


Figure 59: Variation spatiale et saisonnière de la sex-ratio moyenne dans l'AMP de Bamboung (AMP) et le bolon de Sangako (SNK), 2008 à 2012. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

V.2.1.3. Discussion comparative

La tendance générale de l'abondance du stock reproducteur est à la baisse en toute saison d'après l'analyse temporelle. Comparée au site témoin, l'analyse spatiale montre une qu'il n'y a pas augmentation de l'abondance du stock reproducteur dans l'AMP quelle que soit la saison. En ce qui concerne la biomasse du stock reproducteur, l'analyse temporelle montre une diminution générale en saison froide et une stabilisation en saison chaude et humide. L'analyse spatiale révèle qu'il n'y a pas de gain en termes de biomasse du stock reproducteur dans l'AMP. Quant à la sex-ratio, les résultats obtenus d'après l'analyse temporelle montrent une faible variation interannuelle. L'analyse spatiale a permis de constater que la sex-ratio est la même dans les deux sites.

V.2.2. Le cas du PNBA

Les 41 coups de pêche réalisés à l'intérieur de l'AMP ont permis de capturer 944 individus reproducteurs (stade de maturité ≥ 3) dont 114 femelles et 104 mâles en saison humide, et 291 femelles et 435 mâles en saison chaude. A l'extérieur de l'AMP, les 38 coups de pêche réalisés ont permis de capturer 648 poissons reproducteurs dont 100 femelles et 82 mâles en saison humide, et 252 femelles et 214 mâles en saison chaude.

V.2.2.1. Abondance et biomasse du stock reproducteur par secteur

L'abondance du stock reproducteur varie beaucoup plus à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'AMP en saison humide et beaucoup moins en saison chaude. La différence n'est pas significative (saison chaude, $w=309$, $p\approx 0,937$; saison humide, $w=61,5$, $p\approx 0,805$) quelle que soit la saison mais elle est en faveur de l'intérieur de l'AMP (Fig. 60a, d). Quant à la biomasse du stock reproducteur, elle varie beaucoup plus à l'extérieur de l'AMP en saison sèche et beaucoup plus à l'intérieur en saison humide (Fig. 60b, e). La différence de biomasse n'est pas significative (saison chaude, $w=3\ 119$, $p\approx 0,178$; saison humide, $w=23$, $p\approx 0,109$).

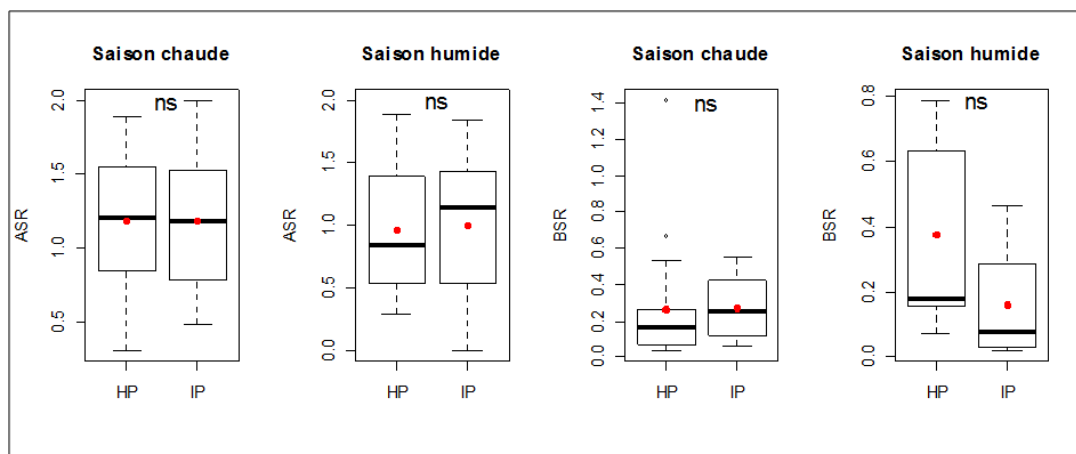


Figure 60: Variabilité spatiale et saisonnière des valeurs moyennes de (a), (c): abondance du stock reproducteur (ASR); (b), (d): biomasse du stock reproducteur (BSR), 2008 et 2010. Les valeurs de l'abondance et de la biomasse sont transformées en $\log(x+1)$. HP : hors parc, IP : intérieur parc. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p<0,05$; **, significatif à $p<0,01$; ***, significatif à $p<0,001$

V.2.2.2. Sex-ratio par secteur

La différence de sex-ratio n'est pas significative (saison chaude, $w=399$, $p\approx 0,064$; saison humide, $w=78$, $p\approx 0,262$) entre les deux secteurs mais les valeurs trouvées à l'intérieur de l'AMP sont plus proches de l'équilibre (50%) que celle trouvées à l'extérieur de l'AMP en saison sèche comme en saison humide (Fig. 61a, b).

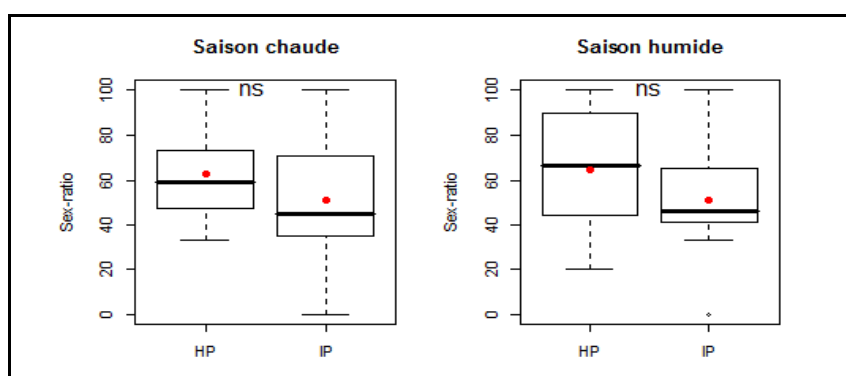


Figure 61: Variabilité spatiale et saisonnière de la sex-ratio à l'intérieur et à l'extérieur du PNBA, 2008 et 2010. HP : hors parc, IP : intérieur parc. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p<0,05$; **, significatif à $p<0,01$; ***, significatif à $p<0,001$

V.2.3. Le cas de l'AMP des îles d'Urok

En saison sèche, 24 coups de pêche ont été réalisés dans l'AMP d'Urok dont 10 dans la zone centrale, 8 dans la zone intermédiaire et 6 dans la zone périphérique. Ils ont permis de capturer 768 poissons dans la zone centrale, 363 dans la zone intermédiaire et 198 dans la zone périphérique. Tous les poissons ont été mesurés et sexés. Ainsi, 401 femelles et 309 mâles dans la zone centrale, 220 femelles et 138 mâles dans la zone dans la zone intermédiaire, et 111 femelles et 76 mâles dans la zone périphérique ont été identifiés.

En saison humide, 23 coups de pêche ont été effectués dont 10 dans la zone centrale, 8 dans la zone intermédiaire et 5 dans la zone périphérique. Le nombre de poissons capturés et sexés est de 983 dans la zone centrale, 364 dans la zone intermédiaire et 67 dans la zone périphérique. Les poissons capturés sont au nombre de 407 femelles et 265 mâles dans la zone1, 201 femelles et 95 mâles dans la zone2 et 19 femelles et 32 mâles dans la zone3.

V.2.3.1. Comparaison de l'abondance du stock reproducteur

La variabilité de l'abondance du stock reproducteur est plus importante en saison sèche qu'en saison humide quelle que soit la zone. En saison sèche, la variabilité est plus forte dans la zone intermédiaire alors qu'en saison humide, elle plus forte dans la zone centrale. En saison sèche, l'abondance du stock reproducteur diminue de la zone périphérique à la zone centrale. En saison humide, le stock reproducteur est plus abondant dans la zone intermédiaire et moins abondant dans la zone périphérique (Fig. 62). En saison sèche la différence n'est pas significative entre les zones ($\chi^2=1,8$, $df=2$, $p \approx 0,393$). En saison humide, la différence est significative entre les zones ($\chi^2=7$, $df=2$, $p \approx 0,028$) et la comparaison multiple de Kruskal-Wallis montre une différence significative entre la zone intermédiaire et la zone périphérique.

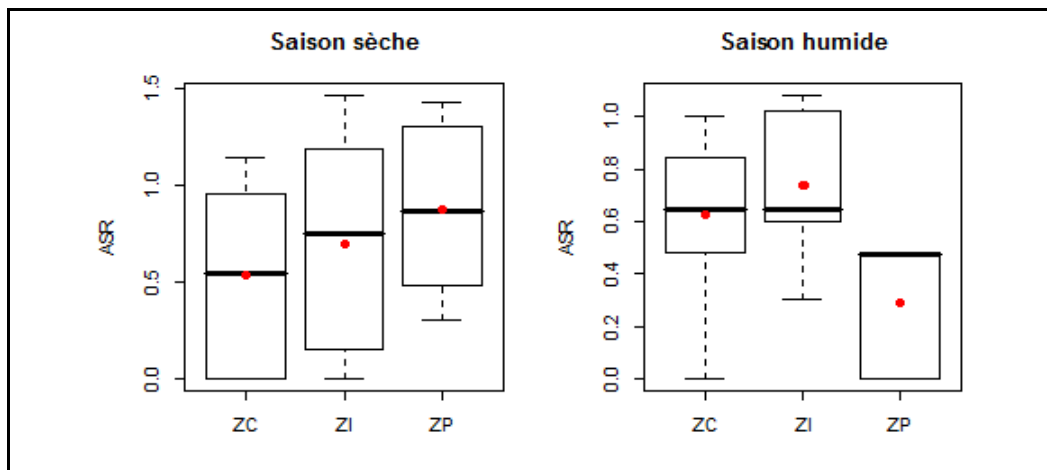


Figure 62: Variation spatiale et saisonnière de l'abondance du stock reproducteur dans l'AMP d'Urok, 2011, 2012 et 2013. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. ASR : Abondance du stock reproducteur. ZC : zone centrale, ZI : zone intermédiaire, ZP : zone périphérique. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

V.2.3.2. Comparaison de la biomasse du stock reproducteur

La variabilité de la biomasse du stock reproducteur est plus forte en saison sèche qu'en saison humide dans les zones intermédiaire et périphérique contrairement à la zone centrale. Elle est plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique en saison sèche comme en saison humide. En saison sèche, la biomasse du stock reproducteur diminue de la zone périphérique vers la zone centrale alors qu'en saison humide, elle est plus importante dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique (Fig. 63). La différence de biomasse du stock reproducteur entre les zones n'est pas significative quelle que soit la saison (saison sèche, $\chi^2=0,78$, $df=2$, $p \approx 0,78$; saison humide, $\chi^2=5,6$, $df=2$, $p \approx 0,06$).

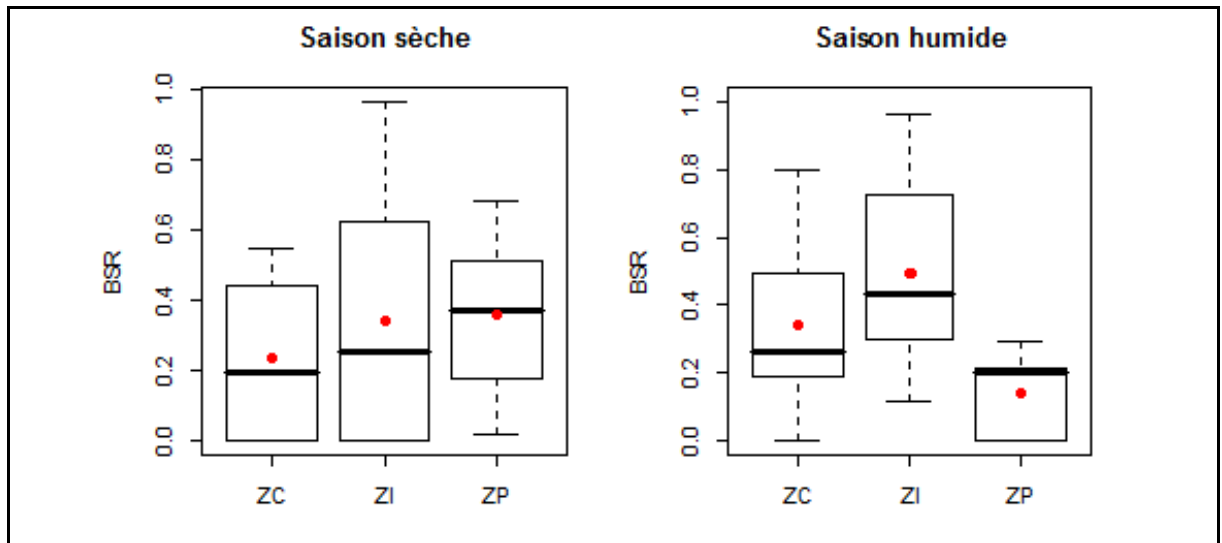


Figure 63: Variation spatiale et saisonnière de la biomasse (kg) du stock reproducteur dans l'AMP d'Urok, 20011, 2012 et 2013. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. BSR : Biomasse du stock reproducteur. ZC : zone centrale, ZI : zone intermédiaire, ZP : zone périphérique. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

V.2.3.3. Comparaison de la sex-ratio

En saison sèche, la variabilité est plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone centrale, alors qu'en saison humide elle est plus forte dans la zone périphérique et plus faible dans la zone centrale. Quelle que soit la saison, la valeur de la sex-ratio dans la zone centrale est plus proche de l'équilibre que celle des deux autres zones. La valeur de la sex-ratio la moins proche de l'équilibre est celle calculée pour la zone périphérique (Fig. 64). En saison sèche, la différence de sex-ratio n'est pas significative entre les zones ($\chi^2=2,6$, $df=2$, $p \approx 0,266$). En revanche, en saison humide, la différence de sex-ratio est significative entre les trois zones ($\chi^2=6,9$, $df=2$, $p \approx 0,031$). Les résultats du test de comparaison multiple de Kruskal-Wallis montrent une différence significative entre la zone intermédiaire et la zone périphérique.



Figure 64: Variation spatiale et saisonnière de la sex-ratio dans l'AMP d'Urok, 2011, 2012 et 2013. ZC : zone centrale, ZI : zone intermédiaire, ZP : zone périphérique. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : ns, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

VI. SYNTHÈSE DES RESULTATS

Ce chapitre est une synthèse de l'ensemble des résultats issus de l'analyse des données permettant d'apporter des éléments de réponses aux 5 questions posées dans le cadre de cette thèse. Cette synthèse est nécessaire car les résultats sont nombreux et les interprétations sont trop détaillées. Les tableaux 18, 19, 20 et 21 concernent la première question à savoir une AMP peut-elle contribuer à une modification dans le temps de la structure du peuplement observé avant sa mise en défens. Les tableaux 22, 23 et 24 résument les résultats des réponses à la question : Existe-t-il sur le plan bioécologique une différence entre une zone fermée à la pêche et une zone analogue ouverte à la pêche ? Les tableaux 25, 26, 27 et 28 sont les résultats abrégés de la réponse à la question : Une AMP a-t-elle un effet réel sur les pêches à proximité de son périmètre ? Les réponses à la question à savoir "Est-ce qu'une politique de gestion spatialisée peut rendre une AMP plus efficace ?" sont résumées dans les tableaux 29, 30 et 31. Les réponses à la cinquième question (Une AMP peut-elle contribuer à une amélioration de la reproduction des espèces ?) n'ont pas fait l'objet d'une représentation tabulaire mais plutôt un commentaire a permis de résumer les résultats.

VI.1. AMP comme outil de restauration des ressources marines

Pour les six indicateurs étudiés, des tendances ont été observées. Les indicateurs n'ont pas répondu de la même façon au cours des 3 saisons. Quatre indicateurs ont tendance à augmenter en saison froide, deux en saison chaude et trois en saison humide (Tab. 18). Le niveau trophique est le seul indicateur qui affiche une tendance à la hausse en toute saison dans l'AMP (Tab. 18).

Tableau 18 : Evolution des indicateurs bioécologiques dans l'AMP de Bamboung par saison de 2004 à 2012.

Indicateur	Analyse descriptive de l'évolution entre 2004 et 2012		
	Saison froide	Saison chaude	Saison humide
Abondance	Tendance à la hausse	Stable	Tendance à la baisse
Biomasse	Tendance à la hausse	Tendance à la baisse	Tendance à la hausse
Richesse	Tendance à la baisse	Tendance à la baisse	Tendance à la hausse
Niveau trophique	Tendance à la hausse	Tendance à la hausse	Tendance à la baisse
Taille moyenne	Tendance à la baisse	Tendance à la baisse	Tendance à la hausse
Taille maximale	Tendance à la hausse	Tendance à la hausse	Tendance à la baisse

Dans l'AMP, la proportion des individus de petite taille et de grande taille a augmenté au cours des 9 années de suivi en toute saison alors que celle des individus de taille moyenne a diminué en saison froide et en saison chaude (Tab. 19).

Tableau 19 : Description des structures en tailles du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung par saison, 2003 à 2012

Peuplement de poissons	Description des structures en tailles de 2004 à 2012		
	Saison froide	Saison chaude	Saison humide
Petite taille	Augmentation	Augmentation	Augmentation
Taille moyenne	Diminution	Diminution	Augmentation
Grande taille	Augmentation	Augmentation	Augmentation

Du point de vue catégorie écologique, les tendances à la hausse en termes d'abondance concernent les individus de petite taille des estuariennes strictes (Es) en toute saison et ceux des estuariennes d'origine marine (Em) en saison froide et saison chaude. La proportion d'abondance des individus de grande taille a tendance à augmenter en toute saison chez les marines estuariennes, marines accessoires et marines occasionnelles en toute saison, et les estuariennes d'origine marine en saison froide et en saison chaude. Seule l'abondance des

individus de taille moyenne des estuariennes d'origine marine a tendance à augmenter en saison humide (Tab. 20).

Tableau 20 : Description de la structure en taille des catégories écologiques par saison dans l'AMP de Bamboung, 2004 à 2012

Catégorie écologique	Saison froide	Saison chaude	Saison humide
Es	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de petite taille et une diminution des individus de taille moyenne		
Em	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de petite taille et de grande taille	Augmentation de l'abondance des tailles moyennes	
ME	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de grande taille		
Ma	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de grande taille		
Mo	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de grande taille		

Tableau 21 : Description de la structure en taille des catégories trophiques par saison dans l'AMP de Bamboung, 2004 à 2012

Catégorie trophique	Saison froide	Saison chaude	Saison humide
he-de	Tendance à une diminution de l'abondance des individus de taille moyenne		Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de tailles moyennes
he-ph	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de petites tailles et une diminution des individus de taille moyenne		Tendance à une diminution de l'abondance des individus de petite taille et une augmentation chez les tailles moyenne
p1-bt	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de grande taille	Tendance à une augmentation de l'abondance de tailles moyenne et grande	Tendance à une augmentation de l'abondance d'individu de petite taille et une diminution des tailles moyenne et grande
p1-mc	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de petite taille et de taille moyenne		
p1-zo	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de petite taille		
p2-ge	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de grande taille		
p2-pi	Tendance à une augmentation de l'abondance des individus de taille moyenne et de grande taille		

Du point de vue catégorie trophique, il y a tendance à une augmentation de l'abondance des individus de petite taille chez les phytophages (saisons froide et chaude), les benthophages (saison humide), les microphages et zooplanctonophages (en toute saison). Cette tendance à la hausse concerne aussi les individus de grande taille des benthophages (saisons froide et chaude), des prédateurs généralistes et piscivores (en toute saison). Des tendances à la hausse sont observées chez les individus de taille moyenne des détritivores et phytophages (saison humide), des benthophages (saison chaude), des microphages et piscivores (en toute saison) (Tab. 21).

Du point de vue spatial, 4 indicateurs sur 6 ont permis d'observer un effet positif de l'AMP de Bamboung en saison froide, un seulement en saison chaude et deux en saison humide. Le niveau trophique est l'indicateur qui traduit l'effet positif de l'AMP de Bamboung en toute saison. Les effets de l'AMP de Bamboung sont plus négatifs en saison chaude puis en saison humide (Tab. 22).

Tableau 22 : Comparaison des indicateurs bioécologiques entre l'AMP et le site témoin (non fermé à la pêche) par saison, 2008 à 2012.

Indicateur	Comparaison entre AMP et Site témoin (non fermé à la pêche)					
	Saison froide		Saison chaude		Saison humide	
	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue
Abondance	En faveur de l'AMP	0,000	En faveur du site témoin	0,000	Pas de différence	0,161
Biomasse	En faveur de l'AMP	0,000	Pas de différence	0,438	Pas de différence	0,869
Richesse	Pas de différence	0,095	En faveur du site témoin	0,000	Pas de différence	0,301
Niveau trophique	En faveur de l'AMP	0,000	En faveur de l'AMP	0,001	En faveur de l'AMP	0,001
Taille moyenne	Pas de différence	0,131	Pas de différence	0,428	Pas de différence	0,173
Taille maximale	En faveur de l'AMP	0,001	Pas de différence	0,124	En faveur de l'AMP	0,017

Les résultats de l'approche spatiale traduisent une augmentation des individus de petite taille en saisons froide et chaude, et de grande taille en toute saison dans l'AMP de Bamboung (Tab. 23).

Tableau 23 : Description comparée de la structure en taille des peuplements de poissons par saison entre l'AMP de Bamboung et le site témoin, 2008 à 2012

Peuplement de poissons	Description des structures en tailles de 2004 à 2012		
	Saison froide	Saison chaude	Saison humide
Petite taille	Les individus sont mieux représentés dans l'AMP		Les individus sont mieux représentés dans le site témoin
Taille moyenne	Les individus sont mieux représentés dans le site témoin		
Grande taille	Les individus mieux représentés dans l'AMP		

D'après le tableau 24, dans l'AMP de Bamboung, il y a une augmentation des individus de petite taille des estuariennes d'origine marine en saisons froide et humide, des estuariennes strictes en saison chaude et des marines estuariennes en saison humide.

En saison froide, il y a une augmentation des phytophages de petite taille et des prédateurs de grande taille dans l'AMP. En saison chaude, les détritivores de petite taille et des prédateurs de grande taille ont vu leur abondance augmenter dans l'AMP. En saison humide, il y a une augmentation des phytophages de petite taille et des prédateurs généralistes et piscivores de grande taille dans l'AMP (Tab. 24).

Tableau 24 : Description comparée des structures en taille des guildes fonctionnelles par saison entre l'AMP de Bamboung et le site témoin, 2008 à 2012

Guildes fonctionnelles	Description des structures en taille de 2008 à 2012		
	Saison froide	Saison chaude	Saison humide
Catégorie écologique	Structure bimodale dans les deux sites. Forte présence des Em de petite taille dans l'AMP et forte présence des Em de taille moyenne dans le site témoin	Structure bimodale dans les deux sites. Les Em de petite taille dominant dans l'AMP alors que les ME et les Es de petite taille puis Em de taille moyenne dominant dans le site témoin	Structure en taille avec 4 modes dans l'AMP et 2 modes dans le site témoin. Forte présence d'Em et ME de petite et moyenne taille dans l'AMP. Forte présence d'Em de petite et moyenne, et de ME et Es de petite taille dans le site témoin.
Catégorie trophique	Structure en taille bimodale dans les deux sites avec un second mode plus représentatif dans le site témoin. Forte présence de he-ph de petite taille dans l'AMP. Forte présence de p1-zo et p1-mc de petite taille, et he-de de taille moyenne dans le site témoin. Plus de prédateurs de grande taille dans l'AMP.	Structure en taille bimodale dans les deux sites avec un second mode plus représentatif dans le site témoin. Forte présence de de-he de petite taille dans l'AMP. Forte présence de p1-zo de p1-mc de petite taille et he-de et he-ph de taille moyenne dans le site témoin. Plus de prédateurs de grande taille dans l'AMP.	Structure en taille avec 4 modes dans l'AMP et 2 modes dans le site témoin. Forte présence de he-ph de petite taille dans l'AMP. Forte présence de p1-mc de petite taille et de he-de de taille moyenne dans le site témoin. Plus de prédateurs généralistes et piscivores de grande taille dans l'AMP.

VI.2. AMP comme outil de gestion des stocks halieutiques

VI.2.1. Approche par évolution des rendements

Les résultats de l'évolution de l'abondance, de la biomasse et des tailles sont consignés dans les tableaux ci-après. La diminution des indicateurs biologiques en fonction de la distance à l'AMP de Bamboung ou leur différence entre secteurs intérieur et extérieur du PNBA ou entre zones de l'AMP des îles d'Urok n'ont pas permis de confirmer de façon claire un effet "Spillover".

VI.2.1.1. Le cas de l'AMP de Bamboung

L'effet de l'AMP de Bamboung sur le rendement varie en fonction des indicateurs et des saisons. Il semble avoir un effet "Spillover" en saison froide (taille moyenne), en saison chaude (abondance) et en saison humide (tailles moyenne et maximale) (Tab. 25).

Tableau 25 : Evolution des indicateurs bioécologiques en fonction de la distance à l'AMP par saison, année 2012

Indicateur	Saison froide		Saison chaude		Saison humide	
	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue
Abondance	Augmentation	0,024	Diminution	0,045	Pas d'évolution	0,85
Biomasse	Pas d'évolution	0,667	Pas d'évolution	0,091	Pas d'évolution	0,187
Taille moyenne	Diminution	0,04	Pas d'évolution	0,559	Diminution	0,043
Taille maximale	Pas d'évolution	0,932	Pas d'évolution	0,194	Diminution	0,011

VI.2.1.2. Le cas du PNBA

Les deux indicateurs comparés n'ont pas permis d'observer des différences d'abondance et de biomasse entre l'intérieur et l'extérieur du PNBA. Cela n'a pas permis de dire qu'il y a un effet de débordement de l'intérieur vers l'extérieur du PNBA aussi bien à l'échelle du peuplement (Tab. 26) qu'à l'échelle des non prédateurs (Tab. 27) et des prédateurs (Tab. 28).

Tableau 26 : Comparaison des indicateurs bioécologiques entre les 2 secteurs du PNBA par saison, 2008 et 2010

Indicateur	Saison sèche		Saison humide	
	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue
Abondance	Pas de différence	0,367	Pas de différence	1
Biomasse	Pas de différence	0,508	Pas de différence	0,851

Tableau 27 : Comparaison des indicateurs bioécologiques pour les non prédateurs entre les 2 secteurs du PNBA par saison, 2008 et 2010

Indicateur	Saison sèche	
	Résultat	pvalue
Abondance des non prédateurs	Pas de différence entre les 2 secteurs	0,426
Biomasse des non prédateurs	Pas de différence entre les 2 secteurs	0,536

Tableau 28 : Comparaison des indicateurs bioécologiques pour les prédateurs entre les 2 secteurs du PNBA par saison, 2008 et 2010

Indicateur	Saison sèche		Saison humide	
	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue
Abondance prédateurs	Pas de différence entre les 2 secteurs	0,353	Pas de différence entre les 2 secteurs	1
Biomasse prédateur	Pas de différence entre les 2 secteurs	0,295	Pas de différence entre les 2 secteurs	0,851
Taille moyenne prédateur	Plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur du PNBA	0,008	Pas de différence entre les 2 secteurs	0,376

VI.2.1.3. Le cas de l'AMP des îles d'Urok

Chez les Es, la diminution de l'abondance et celle de la biomasse semblent traduire un effet "Spillover" en saison humide. Il en est de même chez les Em car leur biomasse diminue de la zone centrale à la zone périphérique à la même saison. En toute saison, on note un phénomène semblable à un effet "Spillover" chez les ME du fait de la baisse de leur abondance et de leur biomasse de la zone centrale à la zone périphérique (Tab. 29).

En saison sèche comme en saison humide, seule l'évolution de l'abondance des microphages et celle de l'abondance et de la biomasse des prédateurs généralistes semblent traduire un effet "Spillover". En saison humide, l'évolution de l'abondance des phytophages et des benthophages puis celle de l'abondance et de la biomasse des détritivores semblent signifier un effet "Spillover" (Tab. 30).

A l'échelle du peuplement, il n'y a pas eu de tendance ni de différence significative pour les six indicateurs biologiques entre les trois zones en saison sèche comme en saison humide (Tab. 31).

Tableau 29 : Répartition spatiale des catégories écologiques dans l'AMP d'Urok par saison, 2011, 2012 et 2013

Indicateur	Saison sèche		Saison humide	
	Abondance	Biomasse	Abondance	Biomasse
Es	Uniquement présente dans la zone centrale		Diminution de la zone centrale à la zone périphérique	
Em	Plus forte dans la zone périphérique et plus faible dans la zone intermédiaire	Plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique
ME	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique			
Ma	Augmentation de la zone centrale à la zone périphérique			
Mo	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire	Plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone centrale	Augmentation de la zone centrale à la zone périphérique
M	Présence unique en zone périphérique		Présence unique en zone intermédiaire	

Tableau 30 : Répartition spatiale des catégories trophiques dans l'AMP d'Urok par saison, 2011, 2012 et 2013

Indicateur	Saison sèche		Saison humide	
	Abondance	Biomasse	Abondance	Biomasse
he-ph	Absentes dans les trois zones	Absentes dans les trois zones	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire
he-de	Absentes dans la zone intermédiaire	Absentes dans la zone intermédiaire et plus présentes dans la zone centrale	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique	
p1-bt	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique	Plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique
p1-mc	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique	Plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone centrale	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique	Augmentation de la zone centrale à la zone périphérique
p1-zo	Plus faible dans la zone intermédiaire	Plus forte dans la zone périphérique et plus faible dans la zone centrale	Plus forte dans la zone périphérique et plus faible dans la zone intermédiaire	Plus forte dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique
p2-ge	Diminution de la zone centrale à la zone périphérique			
p2-pi	Plus forte dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire		Augmentation de la zone centrale à la zone périphérique	

Tableau 31 : Comparaison des indicateurs bioécologiques entre les 3 zones de l'AMP d'Urok par saison, 2011, 2012 et 2013

Indicateur	Saison sèche		Saison humide	
	Résultat	pvalue	Résultat	pvalue
Abondance	Pas de différence	0,157	Pas de différence	0,117
Biomasse	Pas de différence	0,182	Pas de différence	0,486
Richesse	Plus élevée dans la zone centrale et plus faible dans la zone intermédiaire	0,04	Plus élevée dans la zone intermédiaire et plus faible dans la zone périphérique	0,031
Niveau trophique	Pas de différence	0,319	Tendance à la hausse de la zone centrale à la zone périphérique	0,075
Taille moyenne	Pas de différence	0,623	Plus élevée dans la zone périphérique et plus faible dans la zone centrale	0,03
Taille maximale	Pas de différence marquée	0,055	Pas de différence	0,703

VI.2.2. Approche par amélioration de la reproduction

Dans le cas de l'AMP de Bamboung, l'approche temporelle comme celle spatiale n'ont pas permis d'observer des augmentations de l'abondance et de la biomasse du stock reproducteur ainsi que le rééquilibrage de la sex-ratio. Aucune différence significative de ces trois indicateurs n'a été observée entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako, entre les deux secteurs du PNBA et entre les trois zones de l'AMP des îles d'Urok.

VII. DISCUSSION

La première partie de cette étude avait pour objectif de vérifier s'il y avait des différences dans la structure des peuplements de poissons de l'AMP de Bamboung suivant deux approches : différences entre l'année de référence (2003) et la période de mise en défens du bolon de Bamboung allant de 2004 à 2012 puis entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako, site ouvert à l'exploitation halieutique sur la période 2008-2012. L'ensemble des résultats sont discutés dans ce chapitre VII.

La seconde partie de ce travail consiste à vérifier si une AMP peut contribuer à une amélioration des rendements des activités de pêche exercées à proximité des ses frontières (l'AMP de Bamboung et le PNBA) ou dans une des zones à l'intérieur de l'AMP (AMP des îles d'Urok). Une telle contribution signifie un transfert de biomasse exploitable de l'intérieur de l'AMP vers les zones proximales permettant une augmentation des rendements de pêche. Dans la seconde partie est traité aussi le rôle d'une AMP comme outil d'amélioration de la reproduction des poissons. Les résultats issus des analyses ont fait l'objet d'une discussion dans cette partie de la thèse.

Les résultats issus de l'étude de l'évaluation de l'efficacité de l'AMP de Bamboung comme outil de restauration des ressources marines et des trois AMP comme outil de gestion des stocks halieutiques sont synthétisés dans le chapitre VI. Cette synthèse a permis de montrer les résultats majeurs pouvant permettre d'apprécier plus facilement les effets de l'AMP de Bamboung sur son peuplement de poissons. Elle a permis aussi d'apprécier plus facilement l'effet de l'AMP de Bamboung sur les zones proximales, l'effet du secteur intérieur du PNBA sur le secteur extérieur et le phénomène de dilution de la zone centrale à la zone périphérique au niveau de l'AMP des îles d'Urok.

Cette synthèse est le point de départ des discussions de l'ensemble des résultats obtenus.

VII.1. Efficacité des AMP comme outil de restauration des ressources marines

Les effets des AMP sont à l'origine d'une modification de la structure des peuplements de poissons dans le temps ou dans l'espace (Halpern et Warner 2002 ; Westera et al. 2003 ; Barrett et al. 2007 ; Wickel 2008 ; Babcock et al. 2010 ; Ecoutin et al. 2014) qui peut être mise en évidence par les variations de certains indicateurs bioécologiques. Pour rappel, les effets positifs observés dans l'AMP de Bamboung peuvent être synonymes de restauration et provenir de l'effet attractif de l'AMP et/ou d'un meilleur recrutement biologique au sein de l'AMP.

Entre l'année 2003 et chacune des années de suivi du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung, la structure du peuplement a connu des modifications saisonnières indiquées par une augmentation et une diminution des indicateurs bioécologiques, et par un changement des spectres de tailles par rapport à l'année de référence.

Une augmentation de l'abondance des individus après la mise en place d'une AMP peut s'expliquer par une entrée massive de poissons dans l'AMP pour des besoins de nourriture par prédation, de reproduction ou de protection (zone de refuge). Les résultats obtenus par Ecoutin et al. (2014) ont montré une augmentation de l'abondance des poissons dans l'AMP de Bamboung au cours des deux années qui ont suivi sa mise en défens (2004 et 2005). Ils ont expliqué ce phénomène par une augmentation du nombre d'individus appartenant à la catégorie des espèces estuariennes d'origine marine et à celle des espèces marines estuariennes, phytophages et zooplanctonohages (*Ethmalosa fimbriata* et *Sardinella maderensis*). La forte présence d'individus de taille moyenne de certains prédateurs (*Pseudotolithus elongatus*, *P. senegallus*, *Ludjanus goreensis*) et des juvéniles de gros prédateurs (*Elops lacerta*) explique aussi cette augmentation d'abondance d'après Ecoutin et al. (2014). Par ailleurs, l'augmentation de l'abondance observée au sein de l'AMP est, d'après Ecoutin et al. (2013), corrélée à celle d'*Ethmalosa fimbriata*, clupéidé pélagique fortement inféodé aux écosystèmes estuariens. Une augmentation de l'abondance des poissons après la création d'une AMP corrobore les résultats de Wantiez et al. (1997) obtenus dans 5 réserves marines (Nouvelle Calédonie) après 5 années de protection. Ils ont expliqué cette augmentation d'abondance de 160% par une forte présence d'espèces commerciales de la famille des Serranidae, Lutjanidae, Lethrinidae, Mullidae, Labridae, Scaridae, Siganidae et Acanthuridae et celle de la famille des Chaetodontidae. Les résultats de Barrett et al. (2007) dans la réserve de Tasmanian (Australie) ont également montré une augmentation

significative de l'abondance de l'espèce *Latridopsis forsteri* et celle des individus de grande taille. Stobart et al. (2009) ont obtenu un résultat similaire en étudiant la communauté de poissons de la réserve marine de l'île de Columbretes (Espagne). Dans la réserve marine de Kapiri (Nouvelle Zélande), Eddy et al. (2014) ont trouvé une abondance 4 fois supérieure après 19 années de protection. De même, les résultats issus de l'analyse spatiale globale ont montré un peuplement de poisson plus abondant dans l'AMP que dans le site témoin ouvert à la pêche. Ce résultat confirme l'effet positif de l'AMP sur l'abondance des poissons en saison froide. Halpern (2003) et Lester et al. (2009) ont aussi obtenu des résultats similaires en synthétisant plusieurs études sur les effets biologiques des réserves marines.

En revanche, on observe des baisses d'abondance par rapport à l'année de référence au cours de la période 2004-2012. D'après l'approche spatiale, en saison chaude, l'effet de l'AMP sur l'abondance est négatif car les poissons sont plus nombreux dans le site ouvert à l'exploitation halieutique. Ces résultats peuvent s'expliquer par une sortie massive de poissons de l'AMP soit par un phénomène de "Spillover" (Gascuel et Hénichart 2011) soit par des migrations ontogéniques des espèces à affinité marine (Laë et al. 2013). McClanahan et Mangi (2000) ont expliqué le déplacement des poissons de l'intérieur de la réserve marine de Mombassa (Kénya) vers l'extérieur par le phénomène de "Spillover" de certaines espèces comme les Siganidae, les Lethrinidae et les Acanthuridae. D'après Micheli et al. (2004), une diminution significative de l'abondance des espèces au sein de 31 réserves a pu être observée pour 19% des espèces. Abesamis et al. (2006) ont trouvé des résultats similaires dans les zones proches des limites nord de la réserve d'Apo (Philippines) et les ont expliqués par un déplacement d'espèces de poissons ciblées par la pêche de l'intérieur vers l'extérieur de la réserve. Au bout de 10 années de protection, Barrett et al. (2009) ont constaté une baisse de l'abondance de gros poissons dans la réserve de Maria Island (Australie).

En ce qui concerne la biomasse, des augmentations ont été notées après la fermeture du bolon de Bamboung particulièrement en saison froide et en saison humide. L'approche spatiale a permis de constater l'effet positif de l'AMP sur la biomasse uniquement en saison froide. Ces résultats peuvent s'expliquer par un taux de recrutement biologique très élevé suite à une importante activité de reproduction dans l'AMP, par une arrivée massive de poissons dans l'AMP (migration saisonnière ou ontogéniques), mais aussi par une forte présence de poissons de grande taille dans l'AMP (effet d'attraction de gros prédateurs). La forte corrélation positive entre l'abondance et la biomasse en saison humide justifie cette hausse de la biomasse dans l'AMP. Une augmentation de la biomasse des poissons à l'intérieur d'une AMP est confirmée par la méta-analyse réalisée par Micheli et al. (2004) et la comparaison

des peuplements de poissons faite par Sadio et al. (2015). Macpherson et al. (2002) et Guidetti et al. (2014) ont confirmé une augmentation de biomasse respectivement dans la réserve marine de l'île Médès (Espagne) et dans celle de 13 aires marines protégées en Espagne. Ils ont expliqué leurs résultats par une augmentation des individus de grande taille mais aussi par la présence d'une forte proportion d'espèces prédatrices dans l'AMP. Les résultats des études menées par Evans et Russ (2004) ont montré l'existence d'une biomasse plus forte dans les zones protégées de trois îles (Palm, Whitsunday et Keppel) en Australie. Selon ces auteurs, cette hausse provient de l'accroissement de biomasse de deux populations de poissons (*Plectropomus* spp. et *Lutjanus carponotatus*) à l'intérieur des zones protégées. Les études menées par García-Charton et al. (2004) dans la réserve marine de Cabo de Palos (Espagne), par Harmelin-Vivien et al. (2008) dans six aires marines protégées (Carry-le-Rouet et Banyuls en France ; Medes, Cabrera, Tabarca et Cabo de Palos) en France et en Espagne, par Stobart et al. (2009) dans la réserve des îles Columbretes en Espagne confirment l'hypothèse d'une augmentation de biomasse dans les réserves marines. En revanche, des baisses de biomasse ont été notées au cours de la période 2004-2012 en toute saison traduisant une sortie massive de poissons de petite ou de grande taille de l'AMP. De même que pour l'abondance, cela peut s'expliquer par un effet de débordement, une migration saisonnière ou ontogénique de certaines espèces à affinité marine de l'intérieur de l'AMP vers la mer (Laë et al. 2013). La méta-analyse de Guarderas et al. (2011) sur un ensemble de réserves intégrales aux Caraïbes et en Amérique Latine, a montré également une augmentation moyenne de la biomasse au sein des réserves.

L'augmentation du nombre d'espèces dans l'AMP de Bamboung après la mise en défens s'explique par une augmentation de l'effort de pêche due à un suréchantillonnage. Les espèces apparues dans l'AMP entre 2004 et 2012 ont été toutes identifiées dans l'estuaire du Sine Saloum (Diouf 1996). La richesse spécifique a fortement varié après la mise en défens du bolon de Bamboung. La tendance générale est à la baisse en saison froide et en saison chaude, et à la hausse en saison humide. Comme pour l'abondance et la biomasse, l'augmentation de la richesse spécifique peut s'expliquer par une forte présence d'espèces dans l'AMP grâce à un phénomène d'attraction (arrivée massive d'espèces dans l'AMP). Worm et al. (2006), en utilisant une méta-analyse de données récoltées dans plusieurs aires marines protégées, ont trouvé une augmentation de 23% de la richesse spécifique composée d'espèces ciblées et non ciblées par la pêche. Selon Lester et al. (2009), dans de nombreux cas, la mise en place d'une réserve intégrale entraîne une augmentation de la richesse spécifique de 21% en moyenne.

En revanche, il y a eu diminution de la richesse spécifique dans l'AMP de Bamboung qui s'expliquerait par une sortie massive d'espèces suite à un phénomène de "Spillover" ou de migration vers la mer. La forte corrélation positive entre la richesse et la biomasse permet de dire que la diminution du nombre d'espèces dans l'AMP s'accompagne d'une sortie massive de poissons de l'AMP en saison chaude. Mieux, la corrélation négative entre la richesse spécifique et le niveau trophique en saison froide traduit une sortie massive d'espèces prédatrices de haut niveau trophique de l'AMP. La corrélation positive entre la richesse spécifique et la taille moyenne, en saison chaude et en saison humide, traduit une sortie d'individus de petite taille de l'AMP de Bamboung. L'approche spatiale ayant permis de constater une différence de richesse en faveur du site ouvert à la pêche en saison chaude, permet de confirmer cette perte de richesse spécifique dans l'AMP. Ce résultat peut s'expliquer par un flux migratoire d'espèces plus important dans l'AMP de Bamboung que dans le site ouvert à la pêche. Ce résultat confirme celui de Stobart et al. (2009) obtenu dans l'AMP des Îles Columbretes en Espagne. Barrett et al. (2009), après avoir observé une amélioration de la richesse spécifique à partir de 1999 dans la réserve de Tasmania (Australie), ont noté une atténuation de celle-ci au bout de 10 ans de protection.

Quant au niveau trophique, des variations ont été notées dans l'AMP de Bamboung pendant la période de suivi. Par ailleurs, force est de constater qu'en saison froide et en saison chaude, les valeurs obtenues en 2003 sont toujours inférieures à celles calculées de 2004 à 2012. Ce résultat traduit la présence d'une importante proportion de prédateurs dans l'AMP après la mise en défens. La différence de niveau trophique entre l'AMP et le site témoin en toute saison confirme l'effet d'attraction des prédateurs par l'AMP. Des différences de niveau trophique en faveur d'une AMP sont confirmées par Williamson et al. (2004) puis par Langlois et al. (2006). L'augmentation des prédateurs entraîne une augmentation du niveau trophique moyen des peuplements d'une réserve marine ce qui conduit à un phénomène de cascade trophique sur l'ensemble du système en lien avec la réserve d'après Botsford et al. (2007). Selon Gascuel et Hénichart (2011), bien que tous les groupes trophiques, (quel que soit le niveau d'exploitation) soient concernés par les effets positifs des réserves, les augmentations les plus importantes sont observées chez les espèces situées en haut de la chaîne trophique. Globalement, la tendance est à la baisse en saison humide traduisant une sortie de prédateurs de haut niveau trophique de l'AMP. La forte corrélation positive entre le niveau trophique et la taille maximale en saison humide précise qu'il s'agit d'une migration de gros prédateurs vers l'extérieur de l'AMP.

La taille moyenne du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung a varié en fonction des saisons et des années. Par ailleurs, en saison humide, les valeurs calculées entre 2004 et 2012 sont supérieures à celle calculée en 2003. Ce qui traduit la présence d'une importante proportion d'individus de grande taille après la mise en défens. L'augmentation de la taille moyenne d'un peuplement de poissons peut s'expliquer par une augmentation de la proportion d'individus de grande taille mais aussi par une diminution de la proportion d'individus de petite taille dans une réserve marine. La forte corrélation positive entre la taille moyenne et la taille maximale en saison humide signifie une augmentation de la proportion des individus de grande taille dans l'AMP. Les résultats de l'approche spatiale ne montrent pas de différence quant à la taille moyenne entre l'AMP et le site ouvert à l'exploitation halieutique. Ce résultat peut s'expliquer par un équilibre entre les proportions d'individus de petite et grande taille dans l'AMP entre 2008 et 2012. Il est contraire à ceux des travaux d'Edgar et Barrett (1999) qui ont montré une taille moyenne des organismes plus importante à l'intérieur qu'à l'extérieur des quatre réserves marines de Tasmania en Australie. Un résultat similaire est obtenu par Willis et al. (2003) qui ont montré une taille moyenne de la population de vivaneaux (Lutjanidae) plus importante à l'intérieur qu'à l'extérieur de trois réserves marines au nord de la Nouvelle Zélande. Halpern (2003) a passé en revue plusieurs travaux sur l'impact des réserves marines sur la taille moyenne des organismes. Il a trouvé à partir de la synthèse des 89 études distinctes, à l'exception de la taille des invertébrés, une taille moyenne plus importante dans la réserve qu'en dehors de la réserve. Dans l'île de la Réserve faunique nationale de Merritt à Cap Canaveral, en Floride aux Etats-Unis, Gell et Roberts (2003) ont trouvé la taille moyenne d'un peuplement de poissons plus importante dans la réserve que dans les zones ouvertes à la pêche. Il en est de même pour les résultats de Stobart et al. (2009) dans l'AMP des Îles Columbretes en Espagne. La méta-analyse de Guarderas et al. (2011) sur un ensemble de réserves intégrales aux Caraïbes et en Amérique Latine, a montré également une augmentation de la taille moyenne au sein des réserves. L'absence d'effet réserve de l'AMP de Bamboung sur la taille moyenne peut être due à sa faible superficie mais aussi au braconnage (Gascuel et Hénichart 2011) du fait d'une défaillance dans le système de surveillance.

L'augmentation de la taille maximale du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung après la mise en défens est plus remarquable en saison chaude et en saison humide. Ce résultat traduit la présence d'une importante proportion de poissons de grande taille dans l'AMP. La présence de gros individus dans l'AMP de Bamboung après la fermeture est confirmée par Faye et al. (2011) et Ecoutin et al. (2014). Ce phénomène peut s'expliquer

par un effet d'attraction de l'AMP sur les gros prédateurs qui entrent dans l'AMP pour des besoins de nourriture par prédation. La forte corrélation positive entre la taille maximale et la taille moyenne en saison humide justifie l'augmentation de la proportion des individus de grande taille dans l'AMP. Les résultats de l'analyse par une approche spatiale ont permis de constater les effets positifs de l'AMP de Bamboung sur la taille maximale en saison froide et en saison humide. Mosquera et al. (2000) ont synthétisé des résultats d'études empiriques de réserves marines pour évaluer les avantages potentiels de la protection des populations de poissons et ont montré une taille maximale plus importante dans une zone protégée que dans une zone non protégée. Ils ont expliqué ce résultat par une importante présence d'espèces ciblées par la pêche à l'intérieure de la zone protégée. Ce résultat confirme ceux des études menées par Floeter et al. (2006) dans la réserve marine d'Arquipelago au Brésil. Ils ont trouvé un peuplement de poissons de grande taille dans les sites présentant un degré élevé de protection et ont expliqué ce résultat par la forte présence de prédateurs et d'herbivores de grande taille dans la réserve. Des observations similaires sur l'effet d'une AMP sur les gros poissons ont été faites par Stobart et al. (2009) dans la réserve de l'île Colombretes (Espagne), par Muñoz et al. (2013) dans l'AMP de Cap Creus au nord ouest de la Méditerranée, par Pierpaolo et al. (2013) dans la réserve marine de Plemmirio située dans la partie centrale de la mer Méditerranée (Italie), et par Sadio et al. (2015) dans l'AMP de Bamboung (Sénégal).

Les résultats de l'étude de l'évolution du spectre de taille du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung ont montré des modifications en fonction des saisons. Le peuplement de poissons était fortement représenté par des individus de taille moyenne (entre 15 et 30 cm) avant la mise en défens. Ce phénomène traduit l'effet de l'impact de la pêche sur les gros prédateurs qui ont vu leur proportion diminuer au profit de leur proie (individus de taille moyenne) avant la fermeture du bolon de Bamboung. Ces derniers exerçant une forte pression sur les individus de petite taille réduisent ainsi leur proportion. Après la mise en place de l'AMP, sur la période 2004-2012, la proportion des individus de petite taille (< 15 cm) et celle des individus de grande taille (> 30 cm) ont augmenté alors que celle des individus de taille moyenne (entre 15 et 30 cm) a diminué, en saison froide et en saison chaude. Ce résultat traduit un phénomène de cascade trophique et confirme celui obtenu par Ecoutin et al. (2014) sur la période 2004-2007 dans l'AMP de Bamboung. L'analyse par l'approche spatiale a permis de confirmer l'effet positif de l'AMP sur les individus de petite et grande tailles qui sont mieux représentés dans l'AMP alors que les individus de taille moyenne sont mieux représentés dans le site témoin (ouvert à l'exploitation halieutique) en saison froide et en saison chaude. Les changements de structure du peuplement de poissons s'accompagnent

souvent de modification de la composition spécifique (Kartawijaya et al. 2008; Watson et al. 2009; Taylor et McIlwain 2010). Les individus de petite taille qui ont vu leur abondance augmenter après la mise en défens du bolon de Bamboung sont des espèces fourrages, de niveau trophique bas. Ils passent leur cycle de vie complet en estuaire et l'augmentation de leur proportion au sein de l'AMP signifierait un recrutement biologique suite à une activité de reproduction. Ce sont des herbivores phytoplanctonophages ou microphytophages et détritivores qui naissent en milieu marin et qui arrivent en estuaire au stade juvénile pour y grandir avant de retourner en mer (Ecoutin et al. 2014). L'augmentation de la proportion des petites tailles peut aussi s'expliquer par une baisse de l'intensité de prédation exercée par les individus de taille moyenne. Ces derniers sont la proie des individus de grande taille dont la proportion a augmenté dans l'AMP (Ecoutin et al. 2014). Ces individus de grande taille forment un groupe qui entrerait dans l'AMP pour se nourrir par prédation de poissons uniquement ou de poissons et d'autres proies (Ecoutin et al. 2014), mais aussi pour se reproduire. En saison humide, par rapport à l'année 2003, il n'y a pas eu de modification profonde de la structure en taille du peuplement après la mise en défens. Les proportions des trois groupes de tailles (petit, moyen, grand) ont augmenté et ne permettent pas parler de phénomène de cascade trophique. Les résultats de l'approche spatiale confirment l'absence d'effet cascade car malgré la faible proportion des individus de grande taille, les individus de petite et moyenne tailles sont mieux représentés dans le site ouvert à l'exploitation halieutique. Les individus de petite taille et de taille moyenne fortement présents dans l'AMP à partir de 2004 sont, en plus des espèces qui vivent strictement en estuaire, des espèces qui entrent accidentellement ou occasionnellement en estuaire. Il s'agit de prédateurs de crustacés et insectes, et ceux de zooplantonophagie dominante. Les individus de grande taille sont, en plus de ceux présents accidentellement ou occasionnellement dans l'AMP, des espèces marines qui fréquentent les estuaires pour se reproduire ou se nourrir.

VII.2. Efficacité des AMP comme outil de gestion des stocks halieutiques

VII.2.1. Effets réels d'une AMP sur les pêches à proximité de son périmètre

Le but de cette étude est de vérifier si une AMP peut contribuer à améliorer les rendements des activités de pêche proximale. Il s'agit de voir si les indicateurs tels que l'abondance, la biomasse, la taille moyenne et la taille maximale diminuent en fonction de la distance à l'AMP de Bamboung, de comparer l'abondance, la biomasse et la taille moyenne entre l'intérieur et l'extérieur du PNBA mais aussi entre les trois zones de l'AMP des îles d'Urok.

En ce qui concerne l'AMP de Bamboung, l'analyse descriptive a montré que les peuplements de poissons de la zone périphérique de l'AMP (site du Diomboss) sont similaires entre les saisons. Les deux espèces d'Ariidae (*Arius latiscutatus* et *Arius parkii*), *Batrachoides liberiensis* et *Dasyatis margaritella* sont les espèces caractéristiques de cette zone en toute saison. En saison froide, l'augmentation de l'abondance au fur et à mesure qu'on s'éloigne des limites de l'AMP ne traduit pas un effet "Spillover". Ce résultat corrobore celui d'Abesamis et al. (2006) qui ont trouvé l'abondance des espèces non ciblées par la pêche qui augmente en fonction de la distance à l'AMP. En revanche, la baisse de la taille moyenne des espèces en fonction de la distance à l'AMP indique qu'il y a un effet "Spillover" en saison froide. Ce résultat signifierait la présence de gros poissons à proximité des limites de l'AMP. En saison chaude, l'effet "Spillover" est confirmé par la diminution de l'abondance des poissons au fur et à mesure qu'on s'éloigne de l'AMP. Ce résultat signifie qu'il y a une sortie de poissons de l'intérieur vers l'extérieur de l'AMP en saison chaude. De même, la taille moyenne et la taille maximale diminuent quand on s'éloigne des limites de l'AMP traduisant un phénomène de "Spillover". Ainsi, on peut dire que la saison humide est caractérisée par une sortie d'individus de grande taille de l'AMP. Ce qui confirmerait la tendance à la baisse de l'abondance, du niveau trophique moyen et de la taille maximale des poissons observée dans l'AMP en saison humide. Ces résultats corroborent ceux d'Abesamis et al. (2006) obtenus sur les espèces ciblées par la pêche qui ont vu leur taille diminuer en fonction de la distance à l'AMP. Cole et al. 2000 ; Ashworth et Ormond 2005 ; Goñi et al. (2006), Harmelin-Vivien et al. (2008), Stobart et al. (2009) ont obtenu des résultats similaires traduisant un phénomène de « Spillover ».

L'absence d'effet "Spillover" à travers l'analyse des indicateurs choisis dans cette étude pourrait s'expliquer par une intense activité de pêche à proximité de l'AMP de Bamboung. En effet, il existe très souvent une concentration des activités de pêche à proximité d'une AMP

(Kellner et al. 2007) pouvant cacher l'effet "Spillover" (Harmelin-Vivien et al. 2008). Des enquêtes de pêche artisanales menées dans le site du Diomboss et non publiées ont montré que les périodes de juin (fin de saison sèche chaude) et d'octobre (fin de saison humide) ne sont pas des périodes à fortes activités halieutiques en raison d'une part des problèmes climatiques et d'autre part des activités agricoles. La majeure partie des pêcheurs du Saloum sont des agriculteurs. Mieux, au mois de juin, les pêcheurs enquêtés s'étaient positionnés sur la rive opposée à l'AMP de Bamboung, ce qui suppose une faible pression de pêche à proximité de l'AMP. En octobre, les pêcheurs artisanaux étaient bien répartis sur l'ensemble de la zone d'étude avec une forte concentration à l'entrée de l'AMP. Les enquêtes de pêche artisanale n'ont pas couvert toute l'année mais les pêcheurs enquêtés disent être moins nombreux en saison humide qu'en saison sèche (novembre à juin) période pendant laquelle les rendements sont plus importants.

Au niveau du PNBA, il s'agit de vérifier si l'effet du PNBA contribue à l'amélioration des rendements de pêche dans les zones proximales grâce à un effet "Spillover". D'après Rakitin et Kramer (1996), on parle aussi d'effet "Spillover" lorsque la biomasse est plus importante à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'AMP. Cette méthode est différente de celle utilisée par Kaimuddin (2011) qui avait divisé l'extérieur du PNBA en 4 zones larges chacune de 10 km pour évaluer l'enrichissement de la zone extérieure par le PNBA. Dans la recherche de l'effet de l'AMP du PNBA sur les activités de pêche à l'extérieur de ses frontières, il est important de rappeler que la pression de pêche est plus forte à l'extérieur qu'à l'intérieur où l'effort est constant, faible (Révillion 2010). Dans un premier temps, nos résultats ont montré des différences de composition spécifique du peuplement entre l'intérieur et l'extérieur de l'AMP. En saison sèche comme en saison humide, à l'échelle des populations, les deux secteurs ont les mêmes abondances et les mêmes biomasses. Cela n'a pas permis de conclure sur un déplacement de biomasse exploitable de l'intérieur vers l'extérieur du PNBA. A l'échelle des non prédateurs et des prédateurs, il n'y a pas de différence en termes d'abondance et de biomasse entre les deux secteurs en saison sèche comme en saison humide. Ce qui permet de dire qu'il n'y a pas d'effet "Spillover" d'après Rakitin et Kramer (1996). En revanche, les prédateurs sont plus gros à l'intérieur qu'à l'extérieur du PNBA en saison sèche. Ce résultat est attribuable à la forte pression de pêche exercée sur les poissons à l'extérieur du PNBA. En effet, la pêche cible les gros individus et par conséquent contribue à une réduction de la taille moyenne du peuplement. Ainsi, sur la base de cette différence de taille moyenne en faveur de l'intérieur du PNBA, on peut parler d'effet "Spillover" à savoir un déplacement de gros prédateurs de l'intérieur vers l'extérieur du PNBA en saison sèche. Toute fois, ce

déplacement peut s'expliquer par des mouvements ontogéniques ou saisonnières (Grüss et al. 2011; Laë et al. 2013).

VII.2.2. Effets bioécologiques d'une politique de gestion spatialisée d'une AMP

En ce qui concerne l'AMP des îles d'Urok, cette étude a été initiée au moment où les gestionnaires de l'AMP avaient exprimé le besoin d'évaluer l'efficacité du plan de gestion spatialisée mis en place pour assurer la durabilité du patrimoine naturel et culturel des îles de Formosa, Nago et Chédiã. Les résultats de cette étude seront d'une importance capitale quand il s'agira de renouveler le plan d'aménagement et de gestion de l'AMP. La spatialisation de la gestion des AMP est une méthode couramment utilisée pour réconcilier les besoins de conservation avec les besoins de production halieutique. L'archipel des Bijagos où se situe l'AMP d'Urok fait l'objet de nombreuses fréquentations par des pêcheurs venus d'horizons différents. Le but de cette étude est de voir si la gestion spatialisée de l'AMP d'Urok a contribué à son efficacité bioécologique. Pour rappel, un rôle a été attribué à chacune des trois zones dans le plan d'aménagement et de gestion de l'AMP, rôle qu'il s'agit de vérifier dans cette étude à travers la comparaison d'indicateurs biologiques entre les trois zones.

La description du peuplement de poissons a permis de constater une différence de richesse spécifique par saison et entre les trois zones de l'AMP d'Urok. En saison sèche, la répartition de la richesse spécifique entre les trois zones de l'AMP ne montre pas de gradient zone centrale-zone périphérique. Par conséquent, l'effet "Spillover" n'est pas clair à ce niveau. A l'échelle des populations, la diminution de l'abondance et de la biomasse d'*Arius latiscutatus* et celle des tailles moyenne et maximale d'*Arius parkii* traduiraient un effet "Spillover" et permettraient de dire que la zone centrale est une zone conservation de la biodiversité en saison sèche. Il en est de même au niveau des groupes fonctionnelles où on a observé une baisse de l'abondance et de la biomasse des espèces marines estuariennes et des prédateurs de deuxième niveau généralistes, et une baisse de la proportion d'abondance des espèces microphages. A l'échelle du peuplement, la comparaison des indicateurs biologiques ne montre pas d'effet "Spillover" en saison sèche. Un effet contraire à l'effet "Spillover" se justifierait par une augmentation de la taille moyenne d'*Albula vulpes*, une augmentation de la proportion d'abondance et de biomasse de *Chaetodipterus lippei*, de celle des espèces marines accessoires de la zone centrale vers la zone périphérique. Ces résultats permettraient de dire que la zone périphérique est une zone pourvoyeuse de biomasse exploitable pour la pêche artisanale.

En saison humide, la diminution de la richesse moyenne de la zone centrale vers la zone périphérique permettrait de conclure qu'il y a un effet "Spillover". Un résultat similaire est obtenu à travers la baisse de la proportion d'abondance d'*A. latiscutatus* et d'*Ethmalosa fimbriata*, des espèces estuariennes d'origine marine, des phytophages, des benthophages, des microphages, et celle de l'abondance et la biomasse des espèces marines estuariennes, des détritivores et des prédateurs de deuxième niveau généralistes. Ces résultats permettraient de confirmer que la zone centrale est une zone de concentration de la biodiversité. En revanche, un phénomène contraire est observé à travers l'augmentation de la proportion d'abondance des espèces marines occasionnelles, et celle d'abondance et de biomasse de *Rhizoprionodon acutus*, des espèces marines accessoires et des espèces piscivores mais aussi l'augmentation de la taille moyenne d'*A. latiscutatus*, de la zone centrale vers la zone périphérique. Ce qui permettrait de confirmer le rôle de la zone périphérique comme pourvoyeuse de biomasse exploitable en saison humide.

Des effets "Spillover" semblent être mis en évidence par une diminution des indicateurs biologiques à différentes échelles, de la zone centrale vers la zone périphérique, en saison sèche comme en saison humide. Suivant cette approche spatiale de l'étude de l'effet "Spillover", Russ et Alcalá (1996) ont réussi à montrer un effet "Spillover" en étudiant la distribution spatiale de la biomasse au cours de 7 années, de l'intérieur vers l'extérieur de la réserve de l'île d'Apo en Philippines. Russ et al. (2003) ont obtenu le même résultat après avoir trouvé une biomasse moyenne de l'espèce *Naso vlamingii* qui diminuait de la limite de la réserve d'Apo jusqu'à une distance de 500 m dans la zone ouverte à l'exploitation halieutique. De même, Abesamis et al. (2006) ont trouvé une abondance des poissons ciblés par la pêche qui baissait avec la distance à la réserve d'Apo (Philippines) et ont expliqué ce phénomène par un effet "Spillover". Cet effet a été montré par Harmelin-Vivien et al. (2008) après avoir trouvé un gradient négatif de l'abondance et de la biomasse entre les limites de six AMP méditerranéennes et les zones adjacentes ouvertes à la pêche. En étudiant le gradient de biomasse totale et de biomasse de quelques espèces à partir des limites de la réserve marine de Tabarca (Espagne), Forcada et al. (2008) ont réussi à prouver l'effet "Spillover". Francini-Filho et Moura (2008) et Stobart et al. (2009) ont montré un effet "Spillover" respectivement au niveau de la réserve de MERC (Brésil) et de celle de l'île de Colombretes (Espagne). Une étude saisonnière menée dans la zone adjacente de trois AMP à l'Ouest de la Méditerranée (Espagne) par Forcada et al. (2009) a abouti à des résultats qui ont permis de détecter l'effet "Spillover" pour plusieurs espèces ciblées par la pêche comme *Dentex dentex*,

Mullus surmuletus, Phycis phycis, Sciaena umbra and Scorpaena porcus. Dans une synthèse faite sur les travaux relatifs à l'étude spatiale de l'effet "Spillover", Halpern et al. (2010) ont détecté un effet "Spillover" à 600 m (échelle du peuplement) et 800 m (échelle taxonomique) des limites de certaines réserves.

VII.2.3. Une AMP comme outil d'amélioration de la reproduction des espèces de poisson

L'objet de cette étude est de vérifier si la mise en place d'une AMP peut contribuer à améliorer les rendements des activités de pêche à travers une amélioration de la reproduction des poissons. L'évolution et la comparaison des indicateurs liés à la reproduction devraient permettre d'apporter des réponses claires. Force est de retenir que cette question soulève l'une des intérêts de la reproduction qui est une stratégie naturelle de renouvellement des stocks de poissons et par conséquent une assurance de la durabilité de la pêche.

En ce qui concerne l'AMP de Bamboung, la tendance à la baisse de l'abondance et de la biomasse du stock reproducteur entre 2003 et 2012 au sein de l'AMP de Bamboung ne permet pas de dire qu'il y a augmentation du potentiel reproducteur. De même, le rééquilibrage de la sex-ratio pouvant permettre de confirmer une amélioration de la reproduction par l'AMP n'a pas été observé après la mise en place de l'AMP de Bamboung. L'analyse comparative a montré la dominance des femelles par rapport aux mâles dans l'AMP de Bamboung et le site témoin entre 2008 et 2012. Ce qui ne permet pas de parler d'un effet AMP sur la reproduction.

Pour ce qui est du PNBA, l'abondance et la biomasse du stock reproducteur sont les mêmes dans les deux secteurs en toute saison. De même, les femelles dominent les mâles aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur du PNBA. Ces résultats permettent de dire qu'à l'échelle des peuplements de poissons, le PNBA n'a pas contribué à une amélioration de la reproduction des poissons.

Au niveau de l'AMP des îles d'Urok, en saison sèche comme en saison humide, le stock reproducteur est le même dans les trois zones. Les résultats de l'analyse saisonnière de la sex-ratio montrent que le taux de féminité ne diffère pas entre les 3 zones. A l'échelle des peuplements de poisson, ces résultats permettent de conclure d'une absence d'amélioration de la reproduction des poissons par l'AMP d'Urok. Cependant, des résultats positifs ont été obtenus par plusieurs auteurs (Gascuel et Henichart 2011). D'après Davidson 2001, l'accroissement de l'abondance ou de la biomasse dans les réserves sous-représentent en

général les gains dus à la reproduction parce que les individus au sein des réserves sont plus grands que dans les zones de pêche. Les femelles de grande taille produisent plus d'œufs par unité de poids corporel comparées à des femelles de plus petite taille. De plus, l'augmentation de la proportion d'individus âgés contribue à augmenter le potentiel reproducteur des populations protégées : les gros poissons sont plus féconds et produisent plus d'œufs sur une période de ponte plus longue (Palumbi 2001, Berkeley et al. 2004). Dans le parc marin d'Edmunds, dans l'Etat de Washington, aux Etats-Unis, la production d'œufs par la morue-lingue (*Ophiodon elongatus*) a été estimée à 20 fois supérieure à celle des zones exploitées adjacentes, et celle d'une espèce de sébastes (*Sebastes caurinus*), 100 fois plus grande (Palsson et Pacunski 1995).

VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette thèse a porté sur l'étude de l'évaluation de l'efficacité bioécologique de trois Aires Marines Protégées en Afrique de l'Ouest. Il s'agit d'une part de vérifier si une AMP peut contribuer à une restauration des ressources marines et d'autre part si une AMP peut être considérée comme un outil de gestion des stocks halieutiques.

En ce qui concerne la restauration des ressources à travers la mise en place d'une AMP, deux questions ont été traitées à savoir une modification de la structure d'un peuplement de poissons dans le temps par une AMP et la différence sur le plan bioécologique entre une AMP et une zone exploitée par des pêcheurs.

La première question a été abordée en suivant l'évolution d'indicateurs bioécologiques entre 2003 (année de référence) et 2012. Une approche comparative entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako qui lui est similaire sur le plan environnemental, a permis de répondre à la deuxième question.

Les variations des indicateurs bioécologiques mise en évidence témoignent d'une modification de la structure du peuplement de poissons au sein l'AMP de Bamboung au cours de la période 2004-2012. Une variabilité interannuelle de la structure du peuplement de poissons de l'AMP est une caractéristique générale des peuplements des milieux estuariens en particulier l'estuaire du Sine Saloum (Diouf 1996 ; Simier et al. 2004, 2006 ; Ecoutin et al. 2010) où se trouve implantée l'AMP de Bamboung. Les différences observées entre l'AMP de Bamboung et le bolon de Sangako (site témoin) confirment la différence sur le plan bioécologique entre une zone fermée à l'exploitation halieutique et une zone ouverte à la pêche.

En définitive, les résultats ont montré une modification de la structure du peuplement de poissons et des différences sur le plan bioécologique du fait de la mise en place de l'AMP de Bamboung. Cependant, cela n'a pas permis de dire de façon indiscutable que l'AMP de Bamboung est un outil de restauration des ressources marines. D'abord, le problème de l'état de référence s'est posé car une seule année (2003) a fait l'objet d'un "Etat zéro". Considérant que la situation initiale est alarmante parce que le bolon de Bamboung était fortement exploité par les pêcheurs, l'idéal était de voir les indicateurs bioécologiques augmenter après la mise en défens. Cela n'a pas été le cas puisque des situations plus favorables et moins favorables que celle de l'année de référence ont été observées. Même si on constate des hausses par moment, la position en milieu estuarien de l'AMP de Bamboung fait qu'une bonne partie du

peuplement de poissons est soumise à des migrations saisonnières entre la mer et l'estuaire, mais aussi à des déplacements liés aux variations environnementales du milieu. Ce qui fait que les résultats positifs sont quelque fois masqués par une forte variabilité intra-annuelle (Laë et al. 2015). C'est la raison pour laquelle l'analyse temporelle a été complétée par l'analyse spatiale pour mieux mettre en évidence les effets positifs de l'AMP de Bamboung. D'abord, en ne tenant pas compte des trois saisons hydroclimatiques dans le Saloum, l'approche spatiale globale (Sadio et al. 2015) a permis de souligner un retour à la normale du peuplement de poissons du bolon de Bamboung avec plus de poissons de petite et de grande tailles, et moins de poissons de taille moyenne après l'année 2003. En suite, l'approche spatiale saisonnière a révélé un effet AMP plus apparent en saison froide qu'en saisons chaude et humide. Cette dernière approche a permis de discriminer les saisons et par la même occasion de soulever la question de la pertinence de la mise en place des AMP en milieu estuarien. Certes, il y a des effets positifs selon les deux approches mais dire qu'il y a restauration des ressources dans l'AMP de Bamboung est discutable dans la mesure où il n' y a pas de données anciennes fiables récoltées dans l'AMP de Bamboung qui puissent permettre de faire des différences sur une assez longue période équivalente à celle du suivi du peuplement de poissons (9 ans) . La seule année de référence (2003) est donc très insuffisante pour parler de restauration. De l'avis des pêcheurs vivant au alentours de l'AMP de Bamboung, la réapparition de certaines espèces telle que le requin *Charcharhinus leucas*, celle des individus de grande taille de *Pseudotolithus senegallus*, *Trichiurus lepturus*, *Sphyraena afra*, *Polydactylus quadrifilis*, *Alectis alexandrinus* etc., témoigne d'une situation favorable au sein de l'AMP. Cependant, sur le plan scientifique, on ne peut pas parler d'une restauration au vrai sens du mot. Ce qu'il faut retenir est que la mise en place d'une AMP nécessite d'abord un bon "Etat zéro" pour une bonne évaluation de son efficacité bioécologique. Au regard des résultats obtenus suivant les deux approches (temporelle et spatiale), montrent nettement que, dès la mise en défens, le peuplement s'est transformé de façon régulière. Le peuplement formé d'espèces herbivores estuariennes, typique d'une baie du Sine Saloum dans les années 2000, évolue vers un peuplement composé principalement d'espèces plus marines et plus prédatrices de haut niveau trophique. L'AMP de Bamboung est devenue une zone de prédation pour les espèces marines qui y consomment des espèces estuariennes ou marines estuariennes. Elles restent dans l'AMP des périodes courtes voire très courtes; toutefois, pour certaines de ces espèces, cette présence annuelle peut atteindre 8-9 mois en raison de la saisonnalité environnementale. La mise en place d'une cascade trophique

au sein de l'AMP de Bamboung, plus ou moins longue, plus ou moins constante, génère une variabilité forte sur les populations prédatées.

Concernant le rôle d'une AMP dans la gestion des stocks halieutiques, il s'agissait de répondre aux questions liées à l'effet réel d'une AMP sur les pêches à proximité de son périmètre, aux effets bioécologiques de la zonation d'une AMP et une amélioration de la reproduction des espèces par la mise en place d'une AMP.

La mise en évidence d'un phénomène de "Spillover" à savoir diminution des indicateurs biologiques en fonction de la distance à l'AMP (AMP de Bamboung), la comparaison d'indicateurs entre l'intérieur et l'extérieur d'une AMP (PNBA) sont les deux approches permettant de répondre à la première question. La recherche d'un gradient zone centrale-zone périphérique (AMP d'Urok) est la troisième méthode appliquée. La recherche d'une augmentation du potentiel reproducteur et du rééquilibrage de la sex-ratio par une AMP complète les méthodologies utilisées.

Premièrement, les résultats obtenus pour l'AMP de Bamboung permettraient de dire qu'il y a déplacement de poissons de l'intérieur vers l'extérieur de l'AMP de Bamboung sous l'effet de celle-ci, en saison chaude et en saison humide. Cela voudrait dire que des pêches à proximité l'AMP de Bamboung en saison chaude et en saison humide seraient rentables pour les pêcheurs. Par conséquent, le rôle de l'AMP de Bamboung comme outil de gestion des stocks halieutiques existerait et serait saisonnier. Du fait de la faible quantité de données traitées (une année et trois campagnes d'échantillonnage), ces résultats doivent être consolidés par une étude à court terme des peuplements de poissons à proximité de l'AMP de Bamboung afin de confirmer son rôle dans la gestion des stocks halieutiques.

Au niveau du PNBA, les résultats diffèrent en fonction des saisons et des indicateurs. En se basant sur la taille moyenne des prédateurs, on pourrait dire que l'intérieur du PNBA enrichirait la zone extérieure en poissons de grande taille en saison sèche. Cependant, cet enrichissement ne peut pas être confirmé sur la base de l'analyse d'une faible quantité de données. Les résultats n'ont pas permis d'obtenir des informations sur les peuplements de poissons en relation avec l'effet de la protection induite par la réglementation du Parc. Il conviendrait de poursuivre cette étude afin de pouvoir justifier de façon scientifique l'enrichissement de la zone extérieur par l'intérieur du PNBA.

L'examen des résultats au niveau de l'AMP des îles d'Urok a permis de voir des différences à l'échelle des populations, des catégories écologiques et trophiques mais aussi du peuplement. Les résultats ont varié en fonction des saisons et des indicateurs. Des gradients zones centrale-zone périphériques et vis-versa ont été observés pour certains indicateurs comme l'abondance, la biomasse, la richesse et la taille moyenne. Les résultats obtenus tradiraient une concentration d'espèces dans la zone centrale en toute saison et une forte présence de poissons de grande taille dans la zone périphérique en saison humide. A travers ces résultats, la zone intermédiaire jouerait un rôle d'équilibre entre les deux autres zones de l'AMP. Toute fois, la quantité de données traitées est faible et ces résultats ne permettent pas de confirmer que la gestion spatialisée de l'AMP d'Urok est un succès sur le plan bioécologique. Il est important de suivre à court terme les peuplements de poissons de l'AMP d'Urok afin de se prononcer sur le rôle de l'AMP comme outil de gestion des stocks halieutiques.

L'ensemble des résultats obtenus au niveau des trois AMP confirment l'idée de Gascuel et Hénichart (2011) selon laquelle les effets de la réserve peuvent être inverses de ceux attendus, les effets des réserves intégrales peuvent être très différents et varient fortement en fonction de l'espèce protégées, des caractéristiques de la réserve et des activités pratiquées en dehors de la réserve ou à l'intérieur de celle-ci avant la mise en place de la protection.

Nos résultats n'ont pas permis de confirmer le rôle de l'AMP de Bamboung dans l'amélioration de la reproduction. Au niveau du PNBA et de l'AMP des îles d'Urok, les résultats sont les mêmes que pour l'AMP de Bamboung. Bien que les indicateurs choisis (abondance et biomasse du stock reproducteur et sex-ratio) soient pertinents, les résultats obtenus n'ont pas permis de dire que les trois AMP étudiées contribuent à une amélioration de la reproduction des poissons. Pourtant, si on croise l'idée selon laquelle une AMP attire les poissons de grande taille (Ecoutin et al. 2014, Sadio et al. 2015) et celle selon laquelle les gros poissons sont plus féconds et produisent plus d'œufs sur une période de ponte plus longue (Palsson et Pacunski 1995, Palumbi 2001, Berkeley et al. 2004), on devrait s'attendre à des résultats positifs. Vus les résultats obtenus, cela n'a pas été le cas. Les analyses effectuées à l'échelle du peuplement de poissons ne semblent pas être une bonne approche. L'approche par analyse d'une population pourrait donner des résultats positifs quant au rôle de l'AMP de Bamboung comme outil d'amélioration de la reproduction (Buxton 1993; Adams et al. 2000).

La réponse à la question liée au rôle d'une AMP comme outil de gestion des stocks halieutiques n'est pas claire pour l'ensemble des trois AMP étudiées. La cause probable serait la faible quantité de données récoltées. En effet, les interventions faites au niveau des trois AMP n'étaient que ponctuelles du fait d'un financement non durable, d'une absence de mécanisme d'autofinancement, d'un manque de sécurité ou de difficultés d'ordre opérationnelle. Pour l'AMP de Bamboung, il s'agit du Projet IBAPA (Impact de l'AMP de Bamboung sur les Activités de Pêche Artisanale) qui n'a duré qu'une année (2012) et qui a été mis en œuvre par le CRODT en partenariat avec l'équipe du LEMAR de l'IRD à Dakar. Des défaillances au niveau de la surveillance de l'AMP qui est supposée être une réserve intégrale (no-take zone) ont également été signalées car on notait souvent des cas de braconnage à l'intérieur de l'AMP de Bamboung. Au niveau du PNBA, les données ont été récoltées en 2008 (2 campagnes) et 2010 (1 campagne) par l'équipe de chercheurs de l'IMROP en partenariat avec le laboratoire LEMAR de l'IRD à Dakar dans le cadre des programmes PACOBA/AMPHORE. Il était prévu deux campagnes en 2008 et deux en 2009. La quantité de données obtenues est faible du fait de la difficulté d'effectuer des pêches expérimentales dans la zone à cause des conditions climatiques difficiles (mauvais temps), de la difficulté de mouillage et des conditions de travail et de vie très difficiles à bord des navires de recherche (manque de sécurité). Les opérations de collecte de données de pêche expérimentale récoltées dans l'AMP d'Urok sont financées par le projet CEPIA pour une durée de 3 ans (2011, 2012 et 2013). Cependant, la situation politique de la Guinée Bissau a rendu difficile l'exécution du projet au niveau de l'AMP des îles d'Urok selon le plan d'échantillonnage du peuplement de poissons proposé par le laboratoire LEMAR de l'IRD à Dakar.

En fin, cette thèse a permis de confirmer les difficultés liées à l'évaluation de l'efficacité bioécologique des AMP en générale et des AMP ouest africaines en particulier surtout du fait de leur position en zone tropicale, en milieux estuarien, côtier et archipélagique. La particularité des milieux aquatiques tropicaux est leur variabilité intra-annuelle qui affecte directement la biologie et l'écologie des espèces de poissons (Diouf 1996 ; Albaret 1999 ; Simier et al. 2006; Ecoutin et al. 2010). A ce phénomène naturel s'ajoutent les activités anthropiques qui se déroulent à l'intérieur ou aux alentours des AMP rendant encore plus difficile la mise en évidence des effets positifs et significatifs de ces AMP. Depuis le sommet de Rio en 1992, un accent particulier a été mis sur la création des AMP à travers la mise en place d'un plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 pour la planète. Ce plan stratégique, regroupant 20 objectifs, traite particulièrement les causes

de la perte de biodiversité en encourageant la gestion et l'exploitation durables (objectif 6), et la conservation (objectif 11). Ce plan stratégique semble placer les AMP au rang 1 des mesures de gestion de la biodiversité devant d'anciennes mesures de gestion comme le contrôle du maillage des filets, le système de quota, le repos biologique. Malgré tout, d'après Hilborn (2015), des menaces telles que les changements climatiques, l'acidification des océans, la pollution, la pêche illégale, le ruissellement terrestre des sédiments et matières plastiques, les nuisances sonores et les collisions de baleines résultant de la circulation des navires pèsent sur les milieux marins. Dans son article intitulé " Marine Protected Areas miss the boat", Hilborn (2015) note que les AMP ne permettent pas de palier l'une de ces menaces à part la réglementation de l'accès à la ressource. Cela remet en cause, en partie, la pertinence de la mise en place des AMP.

BIBLIOGRAPHIE

- Abesamis, R.A., Russ, G.R., 2005. Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecol. Appl.* 15, 1798-1812.
- Abesamis, R.A., Alcala, A.C., Russ, G.R., 2006. How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fish. Bull.* 104, 360-375.
- Acosta, C.A., Robertson, D.N., 2002. Diversity in coral reef fish communities: the effects of habitat patchiness revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227, 87-96.
- Adams, S., Mapstone, B. D., Russ, G. R., Davies, C. R., 2000. Geographic variation in the sex ratio, sex specific size, and age structure of *Plectropomus leopardus* (Serranidae) between reefs open and closed to fishing on the Great Barrier Reef. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 1448-1458.
- Ajonina, G., Diamé, A., Kairo, J., 2008. Current status and conservation of mangroves in Africa: an overview. *World Rainforest Movement Bulletin*, no. 133.
- Akin, S., Buhan, E., Winemiller, K.O., Yilmaz, H., 2005. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon–Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 671-684.
- Albaret, J.J., 1994. Les poissons: biologie et peuplements. In *Environnement et ressources aquatiques en Côte d’Ivoire: 2. Les milieux lagunaires*. Edited by J.-R. Durand, P. Dufour, D. Guiral, and S.G.F. Zabi. ORSTOM, Paris. pp. 239–280.
- 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., Ecoutin J.M., 1990. Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons d’une lagune tropicale en Afrique de l’Ouest. *Acta Oecol.* 11, 557-583.
- Albaret, J.J., Legendre, M., 1985. Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d’Ivoire). Intérêt potentiel pour l’aquaculture lagunaire. *Rev. Hydrobiol. Trop* 18, 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. *Aqua. Living Resour.* 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.
- Alós, J., Arlinghaus, R., 2013. Impacts of partial marine protected areas on coastal fish communities exploited by recreational angling. *Fish. Res.* 137, 88-96.
- Amargós, F.P., Sansón, G.G., Del Castillo, A.J., Fernández, A.Z., Blanco, F.M., de la Red, W.A., 2010. An experiment of fish spillover from a marine reserve in Cuba. *Environ. Biol. Fishes* 87, 363-372.
- Ashworth, J.S., Ormond, R.F.G., 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biol. Conserv.* 121, 333-344.
- Ault, J.S., Smith, S.G., Bohnsack, J.A., Luo, J., Zurcher, N., McClellan, D.B., Ziegler, T.A., Hallac, D.E., Patterson, M., Feeley, M.W., Ruttenberg, B.I., Hunt, J., Kimball, D., Causey, B., 2013. Assessing coral reef fish population and community changes in response to marine reserves in the Dry Tortugas, Florida, USA. *Fish. Res.* 144, 28-37.
- Babcock, R.C., Shears, N.T., Alcala, 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. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 107, 18256–18261.
- Badalamenti, F., Ramos, A.A., Voultziadou, E., Lizaso, J.L.S., D'Anna, G., Pipitone, C., Mas, J., Fernandez, J.A.R., Whitmarsh, D., Riggio, S., 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean Marine Protected Areas. *Environ. Conserv.* 27, 110–125.
- Baran, E., 1995. Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons estuariens en Guinée. Relations avec le milieu abiotique. ORSTOM, Paris, Travaux et Documents Microfichés no. 142, 236 pp.
- 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. *J. Fish Biol.* 66, 45-72.
- Bartlett, M. S., 1937. Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London. Ser. A Math. Phys. Sci.* 160, 268-282.
- Barrett, N.S., Buxton, C.D., Edgar, G.J., 2009. Changes in invertebrate and macroalgal populations in Tasmanian marine reserves in the decade following protection. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 370, 104-119.

- Barrett, N.S., Edgar, G.J., Buxton, C.D., Haddon, M., 2007. Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 345, 141–157.
- Béné, C., Tewfik, A., 2003. Biological evaluation of marine protected area: Evidence of crowding effect on a protected population of queen conch in the Caribbean. *PSZNI Mar. Ecol.* 24, 45-58.
- Belhabib, D., Gascuel, D., Abou Kane, E., Harper, S., Zeller, D., Pauly, D., 2012. Preliminary estimation of realistic fisheries removals from Mauritania: 1950–2010. Belhabib D, Zeller D, Harper S, Pauly D, editors. *Marine fisheries catch in West Africa, Part I 1*, 61–78.
- Belhabib, D., Koutob, V., Sall, A., Lam, V.W.Y., Pauly, D., 2014. Fisheries catch misreporting and its implications: The case of Senegal. *Fish. Res.* 151, 1-11.
- Berkeley, S.A., Hixon, M.A., Larson, R.J., Love, M.S., 2004. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* 29, 23-32.
- Biaï, J., Campredon, P., Ducrocq, M., Henriques, A., Da Sylva, A.O., 2003. Plan de gestion de la zone côtière des îles Urok (Formosa, Nago et Chediã) 2004 - 2008 (Réserve de Biosphère de l'archipel de Bolama/Bijagós, Guinée-Bissau). 56 pp.
- Blaber S.J.M, 2000. Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and conservation. *Fish Aquat. Res. Ser. 7*, Blackwell Science, Oxford, 372 pp.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.J., Ching, C.V., Day, J.W., Elliott, M., Silvert, W., 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 590-602.
- Bodiguel, C., Gréboval, D., Maguire, J.J., 2009. Factors of unsustainability and overexploitation in marine fisheries - Views from the Southern Mediterranean, West Africa, Southeast Asia and the Caribbean. *FAO, Fisheries and Aquaculture Department Publications 1037*, 89 pp.
- Bœuf, G., Payan, P., 2001. How should salinity influence fish growth. *Comp. Biochem. Phys. C* 130, 411-423.
- Bojang, F., Ndeso-Atanga, A., 2009. L'importance des forêts de mangrove pour la pêche, la faune sauvage et les ressources en eau en Afrique. *Nature et Faune*, 24, 151 pp.
- Bonnin, M., Laë, R. Behnassi, M., 2015. Aires marines protégées ouest-africaines. Défis scientifiques et enjeux sociétaux. *IRD Editions*, 213 pp.

- Botsford, L.W., Micheli, F., Parma, A.M., 2007. Biological and ecological considerations in the design, implementation and success of MPAs. In Report and documentation of the expert workshop on marine protected areas and fisheries management: review of issues and considerations, Rome, 12–14 June 2006 (pp. 109-148).
- Bouso, T., 1996. La pêche artisanale dans l'estuaire di Sine-Saloum Sénégal, approches typologiques des systèmes d'exploitation. Mémoire Thèse Université Montpellier II, 293 pp.
- Brahim, K., 2004. Ecologie et biologie de l'émissole lisse *Mustelus mustelus* (Linné, 1758) sur les côtes de Mauritanie. PhD Thesis, Université de Bretagne Occidentale, Brest.
- Branch, G.M., Odendaal, F., 2003. The effects of marine protected areas on the population dynamics of a South African limpet, *Cymbula oculus*, relative to the influence of wave action. *Biol. Conserv.* 114, 255-269.
- Brenier, A., Ramos, E., Henriques, A., 2009. Paroles d'Urok ! Enseignements et impacts de l'Aire Marine Protégée Communautaire des îles Urok. 34 pp.
- 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.
- Buxton, C.D., 1993. Life-history changes in exploited reef fishes on the east coast of South Africa. *Environ. Biol. Fish.* 36, 47-63.
- Cacaud, P., 2002. Revue de la réglementation relative à la pêche maritime et aux aires protégées dans les pays participant au projet COPEMED. Rapport/ FAO/COPEMED/AECI. 84 pp.
- Cardinale, B.J., Palmer, M.A., Collins, S.L., 2002. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature* 415, 426-429.
- Carlier, A., Chauvaud, L., van der Geest, M., Le Loc'h, F., Le Duff, M., Vernet, M., Raffray, J., Diakhaté, D., Labrosse, P., Wagué, A., Le Goff, C., Gohin, F., Chapron, B., Clavier, J., 2015. Trophic connectivity between offshore upwelling and the inshore food web of Banc d'Arguin (Mauritania): New insights from isotopic analysis. *Estuar. Coast. Shelf S.* xxx, 1-10.
- Castillo-Rivera, M., Zavala-Hurtado, J.A., Zárate, R., 2002. Exploration of spatial and temporal patterns of fish diversity and composition in a tropical estuarine system of Mexico. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 12, 167-177.

- Catry, P., Barbosa, C., Indjai, B., Almeida, A., Godley, B.J., Vie, J.C., 2002. First census of the green turtle at Poilão, Bijagós Archipelago, Guinea-Bissau: the most important nesting colony on the Atlantic coast of Africa. *Oryx* 36, 400-403.
- Charles-Dominique, E., 1989. Catch Efficiencies of Purse and Beach Seines in Ivory Coast Lagoons. *Fishery Bulletin, U.S.* 87, 911-921.
- Charles-Dominique, E., Albaret, J.J., 2003. African Shads, with emphasis on *Ethmalosa fimbriata* (S. Bowdich, 1825). *Am. Fish. Symp.* 35, 27-48.
- Chavance, P.N., 2010. Construire Ensemble une gestion des Pêches Intégrant les AMP Considérations méthodologiques pour la co-construction d'indicateurs dédiés. *Projet CEPIA/ UICN-MACO/AFD/CSRP.* 35 pp.
- Chavance, P., Girardin, M., 1991. L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne. *Bulletin du Centre National de Recherches Océanographiques et des Pêches*, 23, 227 p. multigr.
- Christensen, V., Guénette, S., Heymans, J.J., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., Pauly, D., 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish Fish.* 4, 1-24.
- Claudet, J., 2006. Aires marines protégées et récifs artificiels : méthodes d'évaluation, protocole expérimentaux et indicateurs. Thèse de Doctorat EPHE-IFREMER, Perpignan, 254 pp.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Domenici, P., Badalamenti, F., Millazzo, M., Falcón, J.M., Bertocci, I., Benedetti-Cecchi, L., García-Chartón, J.A., Goni, R., Borg, J.A., Forcada, A., de Lucia, A., Pérez-Ruzafa, A., Afonso, P., Brito, A., Guala, I., Le Direach, L., Sanchez-Jerez, P., Somerfield, P.J., Planes, S., 2010. Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecol. appl.* 20, 830-839.
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J. Y., Bachet, F., Galzin, R., 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biol. Conserv.* 130, 349-369.
- Clavier, J., Chauvaud, L., Carlier, A., Amice, E., Van der Geest, M., Labrosse, P., Diagne, A., Hily, C., 2011. Aerial and underwater carbon metabolism of a *Zostera noltii* seagrass bed in the Banc d'Arguin, Mauritania. *Aquat. Bot.* 95, 24-30.
- Cole, R.G., Villouta, E., Davidson, R.J., 2000. Direct evidence of limited dispersal of the reef fish *Parapercis colias* (Pinguipedidae) within a marine reserve and adjacent fished areas. *Aquat Conserv. Mar. Aquat. Conserv.* 10, 421-436.

- Coll., M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., Pranovi, F., 2008. Ecosystem overfishing in the Ocean. *PLoS ONE* 3, e3881.
- Cristofoli, S., Mahy, G., 2010. Restauration écologique: contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnol. Agron. Soc.* 14, 203-211.
- Cuq, M., 2013. Analyse des cadres juridiques des aires marines protégées des pays ouest africains, *9/1 Law Environment and Development Journal*. <http://www.lead-journal.org/content/13001.pdf>. 17 pp.
- Cuq, F., Campredon, P., Giraudet, J.E., Gourmelon, F., Pennober, G., da Silva, A.S., 2001. Un Système d'Information Géographique pour l'aide à la gestion intégrée de l'archipel des Bijagos (Guinée-Bissau). Carte (10 feuilles à 1 : 50 000) et notice 88 p.
- Cyrus, D.P., Blaber, S.J.M., 1987. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions. *J. of Exp. mar. Biol. & Ecol.* 109, 71–91.
- Denny, C.M., Babcock, R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biol. Conserv.* 116, 119-129.
- Deguignet, M., Juffe-Bignoli, D., Harrison, J., MacSharry, B., Burgess, N., Kingston, N., 2014. United Nations list of protected areas. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 44 pp.
- Di Franco, A., Bussotti, S., Navone, A., Panzalis, P., Guidetti, P., 2009. Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 387, 275-85.
- Dieye, E.H.B., Diaw, A.T., Sané, T., Ndour, N., 2013. Dynamique de la mangrove de l'estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010. *Eur J Geogr.* <http://cybergeo.Revues.org/25671>.
- Diop, E.S., 1990. La côte Ouest-Africaine : du Saloum (Sénégal) à la Mellacorée (Rep de Guinée). In *Coll. Etudes et Thèses -- Editions de l'ORSTOM --Paris -- 379 P. ; 2 tomes + illustrations et planches cartographiques.*
- Diop, M.C., 2002. La société sénégalaise entre le local et le global. KARTHALA Editions.
- Diop, M.S., Inejih, C.A.O., Dia, M.A., 2002. Effets environnementaux de la libéralisation du commerce et des mesures liées au commerce dans le secteur de la pêche en République Islamique de Mauritanie. *Rapport/ CNROP/PNUE*. 36 pp.
- 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.

- Diouf, P.S., Dème-Gningue, I., Albaret, J.J., 1994. L'archipel des Bijagos : environnement aquatique et peuplement de poissons. Rapport. CRODT/ORSTOM/CECI/ Ministère des pêches de la Guinée Bissau. 87 pp.
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *J. Stat. Softw.* 22, 1-20.
- Dudley, N., 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Switzerland: IUCN. x + 86pp.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 242, 107-144.
- Ecoutin, J.M., 2011. Plan d'échantillonnage des peuplements de poissons de l'Aire Marine Protégée communautaire des îles d'Urok (Guinée Bissau). Rapport. UMR CNRS/ IRD/ UBO/ IFREMER. 9 pp.
- Ecoutin, J.M., 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., 2013. L'aire marine protégée communautaire de Bamboung (Sine Saloum) : synthèse 2003-2011. Dakar : IRD, 2013, 170p. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers13-12/010060105.pdf.
- Ecoutin, J.M., Richard, E., Simier, M., Albaret, J.J., 2005. Spatial versus temporal patterns in fish assemblages of a tropical estuarine coastal lake: the Ebrié Lagoon (Ivory Coast). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 623-635.
- 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., Albaret, J.J., Laë, R., Raffray, J., Sadio, O., Tito de Morais L., 2014. Ecological field experiment of short-term effects of fishing ban on fish assemblages in a tropical estuarine MPA. *Ocean Coast. Manag.* 100, 74-85.
- 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). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 87, 284-292.
- Eddy, T.D., Pande, A., Gardner, J.P., 2014. Massive differential site-specific and species-specific responses of temperate reef fishes to marine reserve protection. *Global Ecol. Conserv.*, 1, 13-26.

- Elliott, M., Dewailly, F., 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Neth. J. Aqua. Ecol.* 29, 397-417.
- Evans, R.D., Russ, G.R., 2004. Larger biomass of targeted reef fish in no-take marine reserves on the Great Barrier Reef. *Aqua. Conserv.* 14, 505-519.
- Failler, P., Diop, M., Dia, M.A., Inejih, C.A., Tous, P., 2002. Evaluation des stocks et aménagement des pêcheries de la ZEE mauritanienne. Rapport du cinquième Groupe de travail IMROP. Nouadhibou, Mauritanie, 9-17 décembre 2002. COPACE/PACE Séries. No. 05/66. Rome, FAO. 2005. 196p.
- FAO, 2007. State of World Fisheries and Aquaculture-SOFIA 2006. FAO, Rome. 162 pp.
- FAO, 2014. State of World fisheries and Aquaculture 2014. FAO, Rome, 275 pp.
- Faure, V., Inejih, C.A., Demarcq, H., Cury, P., 2000. The importance of retention processes in upwelling areas for recruitment of *Octopus vulgaris*: the example of the Arguin Bank (Mauritania). *Fish. Oceanogr.* 9, 343-355.
- Faye, D., Tito de Moraes, L., Raffray, J., Sadio, O., Thiaw, O.T., Le Loc'h, F., 2011. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): Evidence from stable isotope analysis. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 92, 607-617.
- Fisher, R.A., 1918. The Correlation between Relatives on the Supposition of Mendelian Inheritance. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh* 52, 399-433.
- Floeter, S.R., Halpern, B., Ferreira, C.E.L., 2006. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biol. Cons.* 128, 391-402.
- Forcada, A., Bayle-Sempere, J.T., Valle, C., Sánchez-Jerez, P., 2008. Habitat continuity effects on gradients of fish biomass across marine protected area boundaries. *Mar. Environ. Res.* 66, 536-547.
- Forcada, A., Valle, C., Bonhomme, P., Criquet, G., Cadiou, G., Lenfant, P., Sánchez-Lizaso, J.L., 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 379, 197-211.
- Francini-Filho, R.B., Moura, R.L., 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fish Res.* 93, 346-356.
- Francour, P., 2000. Evolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Cybium* 24, 85-95.

- Francour, P., Harmelin, J.G., Pollard, D., Sartoretto, D., 2001, A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aqua. Conser.* 11, 155-188.
- Gaines, S.D., White, C., Carr, M.H., Palumbi, S.R., 2010. Marine Reserves Special Feature: Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 18286-18295.
- Garcia, A., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J. Fish Biol.* 59, 1218-1238.
- Garcia, S.M., Boncoeur, J., Gascuel, D., 2013. Aires marines protégées et la pêche: bioécologie, socioéconomie et gouvernance. Presses Universitaires de Perpignan. 431 pp.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamenti, F., Benedetti-Cecchi, L., Falcón, J.M., Milazzo, M., Schembri, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Domenici, P., Guala, I., Le Diréach, L., Maggi, E., Planes, S., 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *J. Nat. Conserv.* 16, 193-221.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Renones, O., Moreno, D., 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144, 161-182.
- 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.
- Gell, F.R., Roberts, C.M., 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evolut.* 18, 448-455.
- Goñi, R., Hilborn, R., Diaz, D., Mallol, S., Adlerstein, S., 2010. Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 400, 233-243.
- Goñi, R., Quetglas, A., Reñones, O., 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 308, 207-219.
- Graham, N.A.J., Evans, R.D., Russ, G.R., 2003. The effects of marine reserve protection on the trophic relationships of reef fishes on the Great Barrier Reef. *Environ. Conserv.* 30, 200-208.

- Grebenart, D., 2011. Imragen. *Encyclopédie berbère* 24, 3705-3709.
- Grüss, A., 2014. Modelling the impacts of marine protected areas for mobile exploited fish populations and their fisheries: what we recently learnt and where we should be going. *Aquat. Living Resour.* 27, 107-133.
- Grüss, A., Kaplan, D.M., Guénette, S., Roberts, C.M., Botsford, L.W., 2011. Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biol. Cons.* 144, 692-702.
- Guarderas, A.P., Hacker, S.D., Lubchenco, J., 2011. Ecological effects of marine reserves in Latin America and the Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 429, 219-225.
- Guidetti, P., 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecol. Appl.* 16, 963-976.
- Guidetti P., Baiata, P., Ballesteros, E., Di Franco, A., Hereu, B., Macpherson, E., Micheli, F., Pais, A., Panzalis, P., Rosenberg, A.A., Zabala, M., Sala, E., 2014. Large-scale assessment of Mediterranean Marine Protected Areas effects on fish assemblages. *PLoS ONE* 9, e91841.
- Hadley, D., 2009. Land use and the coastal zone. *Land Use Policy* 26, S198-S203.
- Halpern, B.S., Lester, S.E., Kellner, J.B., 2010. Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Envir. Cons.* 36, 268-276.
- Halpern, B.S., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13, 117-137.
- Halpern, B.S., Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.* 5, 361-366.
- Hansen, H.S., 2010. Modelling the future coastal zone urban development as implied by the IPCC SRES and assessing the impact from sea level rise. *Landscape Urban Plan.* 98, 141-149.
- Harmelin-Vivien, M., Cottalorda, J.M., Dominici, J.M., Harmelin, J.G., Le Diréach, L., Ruitton, S., 2015. Effects of reserve protection level on the vulnerable fish species *Sciaena umbra* and implications for fishing management and policy. *Global Ecol. Conserv.* 3, 279-287.
- Harmelin-Vivien, M., Le Direach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., Garcia-Charton, J.A., Odyf, D., Pérez-Ruzafa, A., Renones, O., Sanchez-Jerez, P., Valle, C., 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biol. Conserv.* 141, 1829-1839.
- Hilborn, R., 2015. Marine Protected Areas miss the boat. *Science* 350, 1326–1326.

- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.J., Smith, T., Botsford, L.W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A., Rice, J., Bell, J., Cochrane, K.L., Garcia, S., Hall, S.J., Kirkwood, G., Sainsbury, K., Stefansson, G., Walters, C., 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean Coast. Manag.* 47, 197-205.
- Hoskin, M.G., Coleman, R.A., von Carlshausen, E., Davis, C.M., 2011. Variable population responses by large decapods crustaceans to the establishment of a temperate marine no-take zone. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 185-200.
- Hotelling, H., 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *J Educ. Psychol.* 24, 417.
- IMROP, 2014. 6ème Plan Quinquennal de Recherche de l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (2014-2018), 23 pp.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Bostfort, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cook, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629-637.
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, A.N., Martinez-Lopez, J., and Lewis, E., 2014. Protected planet report 2014. UNEP-WCMC: Cambridge, UK: 80.
- Kaimuddin, A.H., 2011. Effet du Parc National du Banc d'Arguin (Mauritanie) sur l'enrichissement des peuplements extérieurs. Approche par indicateurs. Mémoire de master. IRD/UBO/IUEM. 42 pp.
- Kartas, F., Quignard, J.P., 1984. La fécondité des poissons téléostéens. Coll. Biol. Milieux marins. Ed. Masson Paris. 121pp.
- Kartawijaya, T., Ardiwijaya, R.L., Pardede, S.T., Mukminin, A., Campbell, S., 2008. Size spectra analysis as a tool to examine management effectiveness of marine protected areas. In: Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008.
- Kelleher, G., 1999. Guidelines for marine protected areas. World Conservation Union, Gland, Switzerland, 107 pp.
- Kelleher, G., Bleakley, C., Wells, S., Authority, 1995. A global representative system of marine protected areas. 106 pp.
- Kellner, J.B., Tetreault, I., Gaines, S.D., Nisbet, R.M., 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecol. Appl.* 17, 1039-1054.

- Kelly, S., Scott, D., MacDiarmid, A.B., Babcock, R.C., 2000. Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biol. Conser.* 92, 359-369.
- Krömer, J.L., Insali, P., Gomes, M., 1994. Projet de développement durable de la Pêche Artisanale dans le Rio Grande de Buba. Bio-écologie et paramètres environnementaux. UICN, Ministère des Pêches de Guinée-Bissau. 119 pp.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47, 583-621.
- Labrosse, P., Brahim, K., Mahfoudh, T.S., Gascuel, D., 2010. Evaluation des ressources et l'aménagement des pêcheries de la ZEE mauritanienne. Rapport du sixième groupe de travail de l'IMROP. 279 pp.
- Laë, R., Ecoutin, J.M., Simier, M., 2013. Evolution saisonnière du peuplement de poissons dans l'Aire Marine Protégée communautaire de Bamboung. Dakar: IRD, 99-108.
- Laë, R., Ecoutin, J.M., Tito de Morais, L., Kaimuddin, A.H., Ould El Wally, Y., 2015. Bénéfices attendus et réels des AMP pour la restauration et la gestion des ressources marines en Afrique de l'Ouest. In: Bonnin M., Laë R. Behnassi M., (Ed). Aires marines protégées ouest-africaines. Défis scientifiques et enjeux sociétaux. IRD Editions. Marseille, 2015.
- Laë, R., Halirin Kaimuddin, A., Tito de Morais, L., Ould El Vally, Y., Ecoutin, J.M., 2011. Effets du Parc National du Banc d'Arguin sur l'enrichissement des peuplements extérieurs : Approche par indicateurs. Colloque de clôture AMPHORE, Dakar, Sénégal, décembre, 2011, 10 vues.
- Lake, P.S., 2001. On the maturing of restoration: linking ecological research and restoration. *Ecol. Manag. Restor.* 2, 110-115.
- Langlois, T.J., Anderson, M.J., Babcock, R.C., Kato, S., 2006. Marine reserves demonstrate trophic interactions across habitats. *Oecol.* 147, 134-140.
- Lavaud, R., Thébault, J., Lorrain, A., van der Geest, M., Chauvaud, L., 2013. *Senilia senilis* (Linnaeus, 1758), a biogenic archive of environmental conditions on the Banc d'Arguin (Mauritania). *J. Sea Res.* 76, 61-72.
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S., Warner, R.R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 33-46.
- Lobry, J., Mourand, L., Rochard, E., Elie, P., 2003. Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective. *Aqua. Living Resour.* 16, 47-58.

- Loneragan, N.R., Potter, I.C., 1990. Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary. *Mar. Biol.* 106, 25-37.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312, 1806.
- Lowe, C.G., Topping, D.T., Cartamil, D.P., Papastamatiou, Y.P., 2003. Movement patterns, home range, and habitat utilization of adult kelp bass *Paralabrax clathratus* in a temperate no-take marine reserve. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 256, 205-216.
- Lu, S.Y., Shen, C.H., Chiau, W.Y., 2014. Zoning strategies for marine protected areas in Taiwan: Case study of Gueishan Island in Yilan County, Taiwan. *Mar. Policy.* 48, 21-29.
- MacPherson, E., Gordo, A., García-Rubies, A., 2002. Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 777-788.
- Mahfoudh, T.S., Abdel Kerim, O.S., Ba, S.A., 2012. Etude comparative de la réglementation des pêches des petits pélagiques dans la zone de la Commission Sous régionale des Pêches et le Royaume du Maroc. PROJET « Pêche durable des petits pélagiques en Afrique Nord Ouest ». IMROP/CSRP. 30 pp.
- Mahfoudh T.S., Diop, M.S., 2004. Modèle écotrophique du Banc d'Arguin (Mauritanie) dans la période 1988 à 1998, p. 4-11. In: Palomares, M.L.D., Pauly, D. (eds.) West African marine ecosystems: models and fisheries impacts. Fisheries Centre Research Reports 12(7). Fisheries Centre, UBC, Vancouver. 8 pp.
- Mahfoudh, T.S., Meissa, B., Bouzouma, M. EL M., Braham, C-B.I., 2013. Evaluation des ressources et aménagement des pêcheries de la ZEE mauritanienne. Rapport du septième groupe de travail de l'IMROP. Nouadhibou, Mauritanie, 5-11 Décembre 2010. 240 pp.
- McClanahan, T.R., Mangi, S., 2000. Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecol. Appl.* 10, 1792-1805.
- McClanahan, T.R., Mangi, S.C., 2004. Gear-based management of a tropical artisanal fishery based on species selectivity and capture size. *Fish. Manag. Ecol.* 11, 51-60.
- MDEDD, 2012a. Plan d'action national pour l'environnement 2012-2016. Rapport. 85 pp.
- MDEDD, 2012b. Rapport national sur le développement durable 2012. Rapport. 36 pp.

- MEDD, 2013. Stratégie nationale pour les aires marines du Sénégal. Ministère de l'Environnement et du Développement Durable du Sénégal, Dakar, Senegal. Available from http://www.rampao.org/IMG/pdf/strat_amp_definitive.pdf. 44 pp.
- Meissa, B., Gascuel, D., 2015. Overfishing of marine resources: some lessons from the assessment of demersal stocks off Mauritania. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 414–427.
- 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.
- Mesnildrey, L., Gascuel, D., Lesueur, M., Le Pape, O., 2010. Analyse des effets des réserves de pêche. Colloque national des aires marines protégées, 15 - 17 novembre 2010, La Rochelle, France, 111 pp.
- Micheli, F., Halpern, B.S., Botsford, L.W., Warner, R.R., 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. appl.* 14, 1709-1723.
- Millar, R.B., Willis, T.J., 1999. Estimating the relative density of snapper in and around a marine reserve using a log-linear mixed effects model. *Aust. N.Z. J. Stat.* 41, 383-394.
- Miner, G.J., Stein, R.A., 1993. Interactive influence of turbidity and light on larval Bluegill (*Lepomis macrochirus*) foraging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 781-788.
- Mohamed, S.M.O., 2000. L'évolution de la pêche en Mauritanie depuis l'indépendance à nos jours (1960-2009). Thèse de doctorat. Université de La Rochelle.
- Molloy, P.P., McLean, I.B., Côté, I.M., 2009. Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 46, 743-751.
- Mosquera, I., Côté, I.M., Jennings, S., Reynolds, J.D., 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Anim. Conserv.* 3, 321-332.
- MPAM, 2013. Conseil Interministériel sur la pêche. Rapport. 38 pp.
- Muñoz, M., Lloret, J., Vila, S., 2013. Effects of artisanal fisheries on the scorpaenids (*Scorpaena* spp.) reproduction in the marine protected area of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fish. Res.*, 138, 146-151.
- Neira, F.J., Potter, I.C., 1994. The larval fish assemblage of the Nornalup-Walpole Estuary, a permanently open estuary on the southern coast of Western Australia. *Mar. Freshwater Res.* 45, 1193-1207.
- Nicolas, D., Lobry, J., Le Pape, O., Boët, P., 2010. Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 88, 329-338.

- Pagès, J. and Citeau, J., 1990. Rainfall and salinity of a Sahelian estuary between 1927 and 1987. *J. Hydrol.* 113, 325-341.
- Palsson, W.A., Pacunski, R.E., 1995. The response of rocky reef fishes to harvest refugia in Puget Sound. In *Proceedings* 1, 224-234.
- Palumbi, S.R., 2001. The ecology of marine protected areas. Pages 509–530 in M. Bertness, S. D. Gaines, and M. E. Hay, editors. *Marine ecology: the new synthesis*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Panfili, J., Durand, J.D., Mbow A., Guinand, B., Diop, K., Kantoussan, J., Thior, D., Thiaw, O., Albaret, J.J., Laë, R., 2004. Influence of salinity on life-history traits of the bonga shad (*Ethmalose fimbriata*, Pisces, Clupeidae): comparison between the Gambia and Saloum estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 270, 241-257.
- Pauly, D., 2007. The Sea Around Us Project: Documenting and Communicating Global Fisheries Impacts on Marine Ecosystems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36, 290-295.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279, 860-863.
- Pauly, D., Froese, R., 2012. Comments on FAO's State of Fisheries and Aquaculture, or "SOFIA 2010". *Mar. Policy.* 36, 746-752.
- Pelletier, D., Claudet, J., Ferraris, J., Benedetti-Cecchi, L., García-Charton, J. A., 2008. Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 765-779.
- Pelletier, D., García-Charton, J.A., Ferraris, J., David, G., Thébaud, O., Letourneur, Y., Claudet, J., Amand, M., Kulbicki, M., Galzin, R., 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. *Aquat. Living. Resour.* 18, 15-33.
- Pennober, G., 1999. Analyse spatiale de l'environnement côtier de l'archipel des Bijagos (Guinée Bissau). Thèse. Université de Bretagne occidentale-Brest. 232 pp.
- Pennober, G., Giraudet, E., Giraudet, J., Madec-Cuq, V., Gourmelon, F., da Silva, A.S., Campredon, P., 2005. Planification côtière en Afrique de l'Ouest. Retour d'expérience SIG en Guinée-Bissau. *Noréis* 196, 67-79.
- Pierpaolo, C., Gianluca, S., Gianfranco, M., Pietro, B., Teresa, R., Vincenzo, I., Franco, A., 2013. The effects of protection measures on fish assemblage in the Plemmirio marine reserve (Central Mediterranean Sea, Italy): A first assessment 5 years after its establishment. *J. Sea Res.* 79, 20-26.

- PNBA, 2009. Plan d'Aménagement et de Gestion 2010-2014. Parc National du Banc d'Arguin. Rapport. 115 pp.
- Pombo, L., Rebelo, J.E., Elliott, M., 2007. The structure, diversity and somatic production of the fish community in an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Hydrobiologia* 587, 253–268.
- Pomeroy, R.S., Watson, L.M., Parks, J.E., Cid, G.A., 2005. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean Coast. Manag.* 48, 485-502.
- Potter, I.C., Hyndes, G.A., 1999. Characteristics of the ichthyofaunas of southwestern Australian estuaries, including comparisons with holarctic estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review. *Aust. J. Ecol.* 24, 395-421.
- PRCM, 2007. Evaluation cartographique sur l'étendue, les valeurs écologiques, économiques et socioculturelles des mangroves des pays du PRCM. Mauritanie - Sénégal – Gambie – Guinée Bissau – Guinée – Sierra Léone. Rapport de synthèse. 109 pp.
- R Development Core Team, 2014. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>.
- Rakitin, A., Kramer, D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Oceanograph. Lit. Rev.* 131, 91-113.
- RAMPAO, 2010. Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires marines protégées du RAMPAO, Dakar. Rapport. RAMPAO/FIBA/IUCN. 89 pp.
- Révillion, C., 2010. Spatialisation des activités et des prélèvements de la pêche artisanale sur le Parc National du Banc d'Arguin (Mauritanie). Master thesis, AgroParisTech.
- Rife, A.N., Aburto-Oropeza, O., Hastings, P.A., Erisman, B., Ballantyne, F., Wielgus, J., Sala, E., Gerber, L., 2013. Long-term effectiveness of a multi-use marine protected area on reef fish assemblages and fisheries landings. *J. Environ. Manage.* 117, 276-283.
- Rowe, S., 2002. Population parameters of American lobster inside and outside no-take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland. *Fish. Res.* 56, 167-175.
- Rowley, R.J., 1994. Marine reserves in fisheries management. *Aqua. Conserv.* 4, 233-254.
- Roy, P.S., Williams, R.J., Jones, A.R., Yassini, I., Gibbs, P.J., Coastes, B., West, R.J., Scanes, P.R., Hudson, J.R., Nichol, S., 2001. Structure and function of South-east Australian estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 53, 351-384.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Oceanograph. Lit. Rev.* 11, 1169.

- Russ, G.R., Alcala, A.C., Maypa, A.P., 2003. Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 264, 15-20.
- Saarman, E., Gleason, M., Ugoretz, J., Airamé, S., Carr, M., Fox, E., Frimodig, A., Mason, T., Vasques, J., 2013. The role of science in supporting marine protected area network planning and design in California. *Ocean Coast. Manag.* 74, 45-56.
- Sadio, O., Simier, M., Ecoutin, J.M., Raffray, J., Laë, R., Tito de Morais, L., 2015. Effect of a marine protected area on tropical estuarine fish assemblages: Comparison between protected and unprotected sites in Senegal. *Ocean Coast. Manag.* 116, 257-269.
- Said, A.R., 2007. Analyse des acteurs de la zone côtière de la Guinée-Bissau. Rapport/FIBA. 56 pp.
- Sanders, J.S., Gréboval, D., Hjort, A., 2011. Marine protected areas. Country case studies on policy, governance and institutional issues. FAO Fisheries and Aquaculture Department Publications, Rome, Italy. 118 pp.
- Schroeder, D.M., Love, M.S., 2002. Recreational fishing and marine fish populations in California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 43, 182-190.
- Sciberras, M., Jenkins, S., Kaiser, M., Hawkins, S., Pullin, A., 2013. Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environ. Evid.* 2, 4.
- Ser, 2004. The SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group) international primer on ecological restoration, [http://www. ser.org /content/ ecological_restoration_primer.asp](http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp), (30/06/09). 15 pp.
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 591-611.
- 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 59, 69-86.
- Simier, M., Ecoutin, J.M., 2012. Système d'informations sur les Peuplements de poissons et la Pêche artisanale des Écosystèmes estuariens, lagunaires ou continentaux d'Afrique de l'Ouest. Base de données. <http://vmppeao-prot.mpl.ird.fr/index.php>.
- 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 69, 615-628.

- 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. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 47-60.
- Student, 1923. On testing varieties of cereals. *Biometrika* 15, 271-293.
- Sylla, S., Atse, B.C., Kouassi, G.J., 2009. Stratégie de Reproduction du Carangidae *Trachinotus teraia* Cuvier, 1832 dans la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Sciences and Nature* 6, 83-94.
- Taylor, B.M., McIlwain, J.L., 2010. Beyond abundance and biomass: effects of marine protected areas on the demography of a highly exploited reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 411, 243-258.
- Tendeng, P., Karibuhoye, C., 2012. Analyse des lacunes écologiques du réseau régional d'Aires marines Protégées en Afrique de l'Ouest (RAMPAO). Rapport. 200 pp.
- Terlizzi, A., Benedetti-Cecchi, L., Bevilacqua, S., Fraschetti, S., Guidetti, P., Anderson, M.J., others, 2005. Multivariate and univariate asymmetrical analyses in environmental impact assessment: a case study of Mediterranean subtidal sessile assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 289, 27-42.
- Tito de Moraes, 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
- Triplet, P., 2009. Manuel de gestion des aires protégées d'Afrique francophone. Awely, Paris, 1 234 p.
- UICN, 2007. Evaluation cartographique sur l'étendue, les valeurs écologiques, économiques et socioculturelles des mangroves des pays du PRCM Mauritanie – Sénégal – Gambie - Guinée Bissau – Guinée - Sierra Leone, Volet Sénégal. Rapport de synthèse. 109 pp.
- Urani, A., Funny, R.G., Da Silva, N.H., Dywynna, D.A., Periera, E.L., Pinto, J., Ramos, E., 2011. Dynamique halieutique et système de gestion des pêches. Etat des lieux national. Rapport final CEPIA/AMP d'Urok, Guinée Bissau, Août 2011, 34 pp.
- Valadou, B., Brêthes, J.C., Inejih, C.A.O., 2006. Observations biologiques sur cinq espèces d'Élasmobranches du Parc national du Banc d'Arguin (Mauritanie). *Cybium* 30, 313-322.
- 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.

- Vorwerk, P.D., Whitfield, A.K., Cowley, P.D., Paterson, A.W., 2003. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environ. Biol. Fish.* 66, 237-247.
- Wantiez, L., Thollot, P., Kulbicki, M., 1997. Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16, 215-224.
- Watson, D.L., Anderson, M.J., Kendrick, G.A., Nardi, K., Harvey, E.S., 2009. Effects of protection from fishing on the lengths of targeted and non-targeted fish species at the Houtman Abrolhos Islands, Western Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 241-249.
- Weigel, J.-Y., Mandle, K.O., Bennett, N.J., Carter, E., Westlund, L., Burgener, V., Hoffman, Z., Simão Da Silva, A., Kane, E.A., Sanders, J., Piante, C., Wagiman, S., Hellman, A., 2014. Marine protected areas and fisheries: bridging the divide. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24. 199–215.
- West, R.J., Walford, T.R., 2000. Estuarine fishes in two large eastern Australian coastal rivers does prawn trawling influence fish community structure? *Fish. Manag. Ecol.* 7, 523-536.
- Westera, M., Lavery, P., Hyndes, G., 2003. Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 294, 145-168.
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 9, 151-186.
- Whitfield, A.K., Taylor, R.H., Fox, C., Cyrus, D. P., 2006. Fishes and salinities in the St Lucia estuarine system - a review. *Rev. Fish. Biol. Fisher.* 16, 1-20.
- Wickel, J., 2008. L'effet réserve en milieu marin tropical. Synthèse des connaissances internationales et bilan des suivis écologiques effectués sur les récifs coralliens protégés de l'outre-mer français. Rapport Ifreco. 98 pages.
- Wikipédia, 2015. Zone économique exclusive. En ligne sur [https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Zone %C3%A9conomique exclusive](https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Zone%20%C3%A9conomique%20exclusive) [consulté le 22 Septembre 2015].
- Wilcoxon, F., 1945. Individuals comparison by ranking methods. *Biometr. Bull.* 1, 80-83.
- Williamson, D.H., Russ, G.R., Ayling, A.M., 2004. No-take marine reserves increase abundance and biomass of reef fish on inshore fringing reefs of the Great Barrier Reef. *Environ. Conser.* 31, 149-159.
- Willis, T.J., 2013. Scientific and biodiversity values of marine reserves: a review. DOC Research and Development Series 340. Department of Conservation, Wellington. 70 pp.

- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C., 2003. Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J. Appl. Ecol.* 40, 214-227.
- Wolff, W.J., Duiven, A.G., Duiven, P., Esselink, P., Gueye, A., Meijboom, A., Moerland, G., Zegers, J., 1993a. Biomass of macrobenthic tidal fl fauna of the Banc d'Arguin, Mauritania. *Hydrobiologia* 258, 151-163.
- Wolff, W.J., Van der Land, J., Nienhuis, P.H., De Wilde, P.A.W.J., 1993b. The functioning of the ecosystem of the Banc d'Arguin, Mauritania: a review. *Hydrobiologia* 258, 211-222.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern B.S., Jackson, J., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787-790.
- Young, G.C., Potter, I.C., 2002. Influence of exceptionally high salinities, marked variations in freshwater discharge and opening of estuary mouth on the characteristics of a normally closed. *Estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 223-246.

TABLE DES MATIERES

I. INTRODUCTION GENERALE.....	12
I.1. CONTEXTE DE L'ETUDE	14
I.2. ÉTAT DE L'ART SUR LES AMP	15
I.3. LES AMP EN AFRIQUE DE L'OUEST	21
I.3.1. Les AMP au Sénégal.....	24
I.3.2. Les AMP en Mauritanie	25
I.3.3. Les AMP en Guinée Bissau.....	27
I.4. LA DEMARCHE DE L'ETUDE	28
II. METHODOLOGIE GENERALE.....	32
II.1. CARACTERISTIQUES GENERALES DES 3 AMP ETUDIEES	34
II.1.1. L'AMP de Bamboung	34
II.1.3. L'AMP des îles d'Urok	38
II.2. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	40
II.2.1. Les paramètres environnementaux	41
II.2.2. Les indicateurs bioécologiques	41
II.2.2.1. Échantillonnage dans le Saloum.....	44
II.2.2.2. Échantillonnage dans le PNBA	49
II.2.2.3. Échantillonnage dans l'AMP des îles d'Urok.....	50
II.2.2.4. Le choix des indicateurs bioécologiques	51
II.3. TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNEES	53
II.3.1. Traitement des paramètres environnementaux.....	53
II.3.2. Traitement des indicateurs bioécologiques.....	53
II.3.3. Méthodes d'analyse des données.....	54
II.3.3.1. Analyse descriptive	54
II.3.3.2. Analyse bivariée	54
II.3.3.3. Analyse multivariée.....	55
III. ETUDE DE.....	56
L'ENVIRONNEMENT	56
AQUATIQUE DES AMP	56
III.1. LE CAS DE L'AMP DE BAMBOUNG	60
III.1.1. Description de l'environnement de l'AMP	60
III.1.2. Analyse globale de l'environnement aquatique	61
III.2. LE CAS DE L'AMP DE BAMBOUNG ET LE BOLON DE SANGAKO	63
III.2.1. Description comparative de l'environnement	63
III.2.2. Analyse globale de l'environnement	65
III.3. LE CAS DU PNBA	66
III.3.1. Description comparative de l'environnement aquatique	66
III.3.2. Analyse globale de l'environnement aquatique	67
III.3. LE CAS DE L'AMP D'UROK	68
III.3.1. Description comparative de l'environnement aquatique	68
III.3.2. Analyse globale de l'environnement aquatique	71
III.5. DISCUSSION	73
III.5.1. L'environnement aquatique de l'AMP de Bamboung.....	73

III.5.2. L'environnement aquatique du PNBA	74
III.6. CONCLUSION	75

IV. EVALUATION DE L'EFFICACITE D'UNE AMP COMME OUTIL DE RESTAURATION DES RESSOURCES MARINES 78

IV.1. APPROCHE PAR ANALYSE TEMPORELLE.....	82
IV.1.1. Variation saisonnière des indicateurs bioécologiques.....	82
IV.1.2. Corrélation entre les indicateurs bioécologiques	85
IV.1.3. Modification de la structure en tailles du peuplement	86
IV.1.3.1. Evolution de la structure en tailles en saison froide.....	86
IV.1.3.2. Evolution de la structure en tailles en saison chaude	88
IV.1.3.3. Evolution de la structure en tailles en saison humide	90
IV.1.4. Modification de la structure en tailles des catégories écologiques.....	92
IV.1.4.1. Spectre de tailles des guildes écologiques en saison froide.....	92
IV.1.4.3. Spectre de tailles des guildes écologiques en saison humide	96
IV.1.5. Modification de la structure en tailles des catégories trophiques	98
IV.1.5.1. Structure en tailles en saison froide	98
IV.1.5.2. Structure en tailles en saison chaude.....	100
IV.1.5.3. Structure en tailles en saison humide.....	102
IV.2. APPROCHE PAR ANALYSE SPATIALE.....	104
IV.2.1. Analyse spatiale globale.....	104
IV.2.2. Analyse spatiale saisonnière	104
IV.2.2.1. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison froide	104
IV.2.2.2. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison chaude.....	106
IV.2.2.3. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison humide	107
IV.2.2.4. Comparaison des structures en tailles par saison	108
IV.2.2.5. Structures en tailles des catégories écologiques en saison froide.....	111
IV.2.2.6. Structures en tailles des catégories écologiques en saison chaude	112
IV.2.2.7. Structures en tailles des catégories écologiques en saison humide	113
IV.2.2.9. Structures en tailles des catégories trophiques en saison chaude	115
IV.2.2.10. Structure en tailles des catégories trophiques en saison humide	116
IV.2.3. Discussion comparative.....	118
IV.2.3.1. Abondance, biomasse, richesse, niveau trophique et tailles.....	118
IV.2.3.3. Structure en taille des catégories écologiques.....	120
IV.2.3.4. Structure en taille des catégories trophiques.....	120

V. EVALUATION DE L'EFFICACITE D'UNE AMP COMME OUTIL DE GESTION DES STOCKS HALIEUTIQUES..... 124

V.1. APPROCHE PAR EVOLUTION DES RENDEMENTS	128
V.1.1. Le cas de l'AMP de Bamboung	128
V.1.1.1. Description du peuplement du site du Diomboss en saison froide	128
V.1.1.2. Evolution des indicateurs en saison froide	129
V.1.1.3. Description du peuplement en saison chaude.....	130
V.1.1.4. Evolution des indicateurs en saison chaude	130
V.1.1.5. Description du peuplement en saison humide	131
V.1.1.6. Evolution des indicateurs en saison humide.....	132
V.1.1.7. Discussion comparative	134
V.1.2. Le cas du PNBA.....	134
V.1.2.1. Description comparative du peuplement de poissons.....	134
V.1.2.2. Abondance et biomasse de l'ensemble des populations	135
V.1.2.3. Abondance et biomasse des non prédateurs	137
V.1.2.4. Abondance, biomasse et taille moyenne des prédateurs.....	137

V.1.3. <i>Le cas de l'AMP des îles d'Urok</i>	138
V.1.3.1. Description du peuplement en saison sèche	138
V.1.3.2. Description du peuplement en saison humide	141
V.1.3.3. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison sèche	143
V.1.3.4. Comparaison des indicateurs bioécologiques en saison humide	144
V.2. APPROCHE PAR AMELIORATION DE LA REPRODUCTION	146
V.2.1. <i>Le cas de l'AMP de Bamboung</i>	146
V.2.1.1. Evolution des indicateurs liés à la reproduction	146
V.2.1.2. Comparaison entre l'AMP et le bolon de Sangako	149
V.2.1.3. Discussion comparative	152
V.2.2. <i>Le cas du PNBA</i>	152
V.2.2.1. Abondance et biomasse du stock reproducteur par secteur	152
V.2.2.2. Sex-ratio par secteur	153
V.2.3. <i>Le cas de l'AMP des îles d'Urok</i>	154
V.2.3.1. Comparaison de l'abondance du stock reproducteur	154
V.2.3.2. Comparaison de la biomasse du stock reproducteur	155
V.2.3.3. Comparaison de la sex-ratio	156
VI. SYNTHESE DES RESULTATS	158
VI.1. AMP COMME OUTIL DE RESTAURATION DES RESSOURCES MARINES	162
VI.2. AMP COMME OUTIL DE GESTION DES STOCKS HALIEUTIQUES	166
VI.2.1. <i>Approche par évolution des rendements</i>	166
VI.2.1.1. Le cas de l'AMP de Bamboung	166
VI.2.1.2. Le cas du PNBA	166
VI.2.1.3. Le cas de l'AMP des îles d'Urok	167
VI.2.2. <i>Approche par amélioration de la reproduction</i>	169
VII. DISCUSSION	170
VII.1. EFFICACITE DES AMP COMME OUTIL DE RESTAURATION DES RESSOURCES MARINES	174
VII.2. EFFICACITE DES AMP COMME OUTIL DE GESTION DES STOCKS HALIEUTIQUES	182
VII.2.1. <i>Effets réels d'une AMP sur les pêches à proximité de son périmètre</i>	182
VII.2.2. <i>Effets bioécologiques d'une politique de gestion spatialisée d'une AMP</i>	184
VII.2.3. <i>Une AMP comme outil d'amélioration de la reproduction des espèces de poisson</i>	186
VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	188
BIBLIOGRAPHIE	196
ANNEXES	236

Liste des figures

Figure 1: Répartition spatiale des AMP membres et non membres du RAMPPO (Tendeng et Karibuhoye 2014).

Figure 2 : L'estuaire du Sine Saloum au Sénégal, situation géographique des sites d'étude et les stations d'échantillonnage. AMP de Bamboung, site fermé à toute forme d'exploitation halieutique et le bolon de Sangako, site ouvert à l'exploitation halieutique.

Figure 3 : La zone économique exclusive (ZEE) de la Mauritanie et situation géographique du Parc National du Banc d'Arguin (PNBA). (Source : RAMPPO)

Figure 4 : L'archipel des Bijagos en Guinée Bissau et localisation de l'AMP du complexe des îles d'Urok où est située l'AMP dont le point central est l'île de Bolama entourée des îles de Nago (ou Ponta), Chediã (ou Maio), et Formosa (ou Ilha das Galinhas) (Sources : BISSASIG, Guinée-Bissau et google map)

Figure 5 : Les grandes catégories écologiques dans les peuplements de poissons estuariens d'Afrique de l'Ouest (d'après Albaret 1999).

Figure 6 : Senne tournante coulissante, (a) Schéma des différentes parties de la senne tournante coulissante, (b) forme de la senne tournante après encerclement. ST : senne tournante ; PA, Polyamide ; ε , taux d'armement (**E**). (Source Jean Raffray)

Figure 7 : Localisation des stations d'échantillonnage dans l'AMP de Bamboung (Bamboung), le site du Diomboss (Diomboss) et le bolon de Sangako (Sangako) à partir de 2008. Le trait rouge est la limite de l'AMP, le trait jaune celle du bolon de Sangako.

Figure 8 : Schéma d'une palangre appâtée. (Source : Jean Raffray)

Figure 9 : Position des 32 stations de pêche prévues dans le protocole (chaque couleur décrit les positions des coups pour un jour de pêche) (fonds de carte GoogleEarth).

Figure 10 : Position des 23 stations d'échantillonnage à l'intérieur (points blancs) et à l'extérieur (points jaunes) de l'AMP du Parc National du Banc d'Arguin (fonds de carte GoogleEarth).

Figure 11 : Position des 12 stations d'échantillonnage dans chacune des trois zones de l'AMP des îles d'Urok (Source : BISSASIG, Guinée-Bissau).

Figure 12: Variabilité annuelle des 6 principaux paramètres de l'environnement du bolon de Bamboung entre 2003 et 2012 (5 stations intra-AMP). Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur.

Figure 13 : Analyse en composantes principales normée des variables environnementales du bolon de Bamboung sur la période 2003-2012 (225 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 année. d : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par saison. e : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par station.

Figure 14 : Variabilité spatiale des 6 principaux paramètres de l'environnement de l'AMP de Bamboung (BBG) et du bolon de Sangako (SNK) entre 2008 et 2012 (5 stations intra-AMP et 6 stations dans Sangako). Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p < 0.05$; **, significatif à $p < 0.01$; ***, significatif à $p < 0.001$

Figure 15: Analyse en composantes principales normée des variables environnementales de l'AMP de Bamboung (BBG) et du bolon de Sangako (SNK) sur la période 2008-2012 (165 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 points moyens par site. d : Projection des points moyens par station.

Figure 16: Variabilité spatiale des 5 principaux paramètres de l'environnement prélevés à l'intérieur et à l'extérieur de l'AMP du PNBA. HP : hors parc, IP : intérieur parc. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon. ns, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 17: Analyse en composantes principale normée des variables environnementales de l'AMP du PNBA pour les années 2008 et 2010 (82 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 avec points moyens par secteur (HP : hors parc, IP : intérieur parc). d : Projection des relevés avec points moyens par année : e : Projection des relevés avec points moyens par saison.

Figure 18 : Variabilité spatiale des 5 principaux paramètres de l'environnement de l'AMP d'Urok entre 2011 et 2013 (3 zones intra-AMP). Pour la salinité, la température et l'oxygène, seules les valeurs de surface sont présentées. Les points rouges indiquent la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur.

Figure 19 : Analyse en composantes principales normée des variables environnementales de l'AMP des îles d'Urok sur la période 2011-2013 (47 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 zone. d : Projection des relevés sur ces axes, avec points moyens par station.

Figure 20 : Evolution annuelle des indicateurs bioécologiques par saison dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012. a : Abondance, b : Biomasse, c : Richesse spécifique, d : Niveau trophique, e : Taille moyenne, f : Taille maximale.

Figure 21 : Distribution de fréquences de tailles du peuplement de poisson de l'AMP de Bamboung entre 2003 et 2012 (effectif en log+1) : 2004 à 2006 (a), 2007 à 2009 (b), 2010 à 2012 (c). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 3 figures, saison froide.

Figure 22 : Distribution de fréquences de tailles du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung (effectif en log+1) : 2004 à 2006 (a), 2007 à 2009 (b), 2010 à 2012 (c). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 3 figures, saison chaude.

Figure 23 : Distribution de fréquences de tailles du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung (effectif en log+1) : 2004 à 2006 (a), 2007 à 2009 (b), 2010 à 2012 (c). L'année de référence 2003 est présentée sur chacune des 3 figures, saison humide

Figure 24 : Structure en tailles des guildes écologiques dans l'AMP de Bamboung en saison froide, de 2003 à 2012. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques

Figure 25 : Structure en tailles des guildes écologiques dans l'AMP de Bamboung en saison chaude de 2003 à 2012. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques

Figure 26: Structure en tailles des guildes écologiques dans l'AMP de Bamboung en saison humide, de 2003 à 2012. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 27: Structure en tailles des guildes trophiques dans l'AMP de Bamboung en saison froide, de 2003 à 2013. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 28 : Structure en tailles des guildes trophiques dans l'AMP de Bamboung en saison chaude, 2003 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 29: Structure en tailles des guildes trophiques dans l'AMP de Bamboung en saison humide, 2003 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 30: Variabilité des indicateurs bioécologiques par coup de pêche (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) en octobre dans l'AMP de Bamboung (BBG) et le bolon de Sangako, site témoin (SNK) de 2008 à 2012. Le point blanc représente la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : ns, non significatif ; *, significatif à $p < 0.05$; **, significatif à $p < 0.01$; ***, significatif à $p < 0.001$

Figure 31: Variabilité des indicateurs bioécologiques (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) en juin par coup de pêche dans l'AMP de Bamboung (BBG) et le bolon de Sangako, site témoin (SNK) de 2008 à 2012. Le point blanc représente la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la

valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0.05$; **, significatif à $p < 0.01$; ***, significatif à $p < 0.001$

Figure 32: Variabilité des indicateurs bioécologiques (abondance, biomasse, richesse spécifique, niveau trophique, taille moyenne, taille maximale) en octobre par coup de pêche dans l'AMP de Bamboung (BBG) et le bolon de Sangako, site témoin (SNK) de 2008 à 2012. Le point blanc représente la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0.05$; **, significatif à $p < 0.01$; ***, significatif à $p < 0.001$

Figure 33. Distribution de fréquence de tailles du peuplement de poissons, période 2008-2012. AMP Bamboung (BBG), traits continus ; Bolon de Sangako (SNK), traits discontinus en saison froide (en haut), saison chaude (au centre) et saison humide (en bas).

Figure 34 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en mars dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 35 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en mars dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 36 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en juin dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 37 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en juin dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 38 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2011. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 39 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie écologique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2011. Voir Figure 5 pour le descriptif des catégories écologiques.

Figure 40 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophiques du peuplement de poissons échantillonné en mars dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 41 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en mars dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 42 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophiques du peuplement de poissons échantillonné en juin dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 43 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en juin dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 44 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans l'AMP de Bamboung, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 45 : Distribution de fréquence de tailles par catégorie trophique du peuplement de poissons échantillonné en octobre dans le bolon de Sangako, de 2008 à 2012. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Figure 46 : Evolution de l'abondance, de la biomasse, de la taille moyenne et de la taille maximale en fonction de l'éloignement à l'AMP de Bamboung, dans le site du Diomboss en saison froide de l'année 2012.

Figure 47 : Evolution de l'abondance, de la biomasse, de la taille moyenne et de la taille maximale en fonction de l'éloignement à l'AMP de Bamboung, dans le site du Diomboss en saison chaude de l'année 2012.

Figure 48 : Evolution de l'abondance, de la biomasse, de la taille moyenne et de la taille maximale en fonction de l'éloignement à l'AMP de Bamboung, dans le site du Diomboss en saison humide de l'année 2012.

Figure 49 : Variabilité spatiale et temporelle de l'abondance et de la biomasse en saison sèche et humide à l'intérieur (IP) et à l'extérieur (HP) du PNBA, 2008 et 2010. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 50 : Variabilité de l'abondance et de la biomasse des non prédateurs en saison sèche et humide à l'intérieur (IP) et à l'extérieur (HP) du PNBA, 2008 et 2010. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 51 : Variabilité spatiale et saisonnière de l'abondance moyenne, de la biomasse moyenne et de la taille moyenne des prédateurs en saison sèche et humide à l'intérieur (IP) et à l'extérieur (HP) du PNBA, 2008 et 2010. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon. **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 52 : Variabilité spatiale des 6 indicateurs bioécologiques de l'AMP des îles d'Urok en saison sèche de l'année 2013 (3 zones). ZC- Zone centrale ; ZI- Zone intermédiaire ; ZP- Zone périphérique. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 53 : Variabilité spatiale des 6 indicateurs bioécologiques de l'AMP des îles d'Urok en saison humide des années 2011 et 2012 (3 zones). ZC- Zone centrale ; ZI- Zone intermédiaire ; ZP- Zone périphérique. Le point noir indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 54 : Evolution annuelle et saisonnière de l'abondance du stock reproducteur (ASR) dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012, par régression linéaire. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$.

Figure 55 : Evolution annuelle et saisonnière de la biomasse du stock reproducteur (BSR) dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012, par régression linéaire. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$.

Figure 56 : Evolution annuelle et saisonnière de la sex-ratio dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012, par régression linéaire. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$.

Figure 57: Variation spatiale et saisonnière de l'abondance moyenne du stock reproducteur dans l'AMP de Bamboung (AMP) et le bolon de Sangako (SNK), 2008 à 2012. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 58: Variation spatiale et saisonnière de la biomasse du stock reproducteur dans l'AMP de Bamboung (AMP) et le bolon de Sangako (SNK), 2008 à 2012. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait

noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 59: Variation spatiale et saisonnière de la sex-ratio moyenne dans l'AMP de Bamboung (AMP) et le bolon de Sangako (SNK), 2008 à 2012. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 60: Variabilité spatiale et saisonnière des valeurs moyennes de (a), (c): abondance du stock reproducteur (ASR); (b), (d): biomasse du stock reproducteur (BSR), 2008 et 2010. Les valeurs de l'abondance et de la biomasse sont transformées en $\log(x+1)$. HP : hors parc, IP : intérieur parc. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 61: Variabilité spatiale et saisonnière de la sex-ratio à l'intérieur et à l'extérieur du PNBA, 2008 et 2010. HP : hors parc, IP : intérieur parc. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Wilcoxon : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 62: Variation spatiale et saisonnière de l'abondance du stock reproducteur dans l'AMP d'Urok, 2011, 2012 et 2013. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. ASR : Abondance du stock reproducteur. ZC : zone centrale, ZI : zone intermédiaire, ZP : zone périphérique. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 63: Variation spatiale et saisonnière de la biomasse (kg) du stock reproducteur dans l'AMP d'Urok, 2011, 2012 et 2013. Les valeurs sont transformées en $\log(x+1)$. BSR : Biomasse du stock reproducteur. ZC : zone centrale, ZI : zone intermédiaire, ZP : zone périphérique. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Figure 64: Variation spatiale et saisonnière de la sex-ratio dans l'AMP d'Urok, 2011, 2012 et 2013. ZC : zone centrale, ZI : zone intermédiaire, ZP : zone périphérique. Le point rouge indique la valeur moyenne de l'indicateur. Le trait noir des boxplots indique la valeur

médiane de l'indicateur. Test de Kruskal-Wallis : **ns**, non significatif ; *, significatif à $p < 0,05$; **, significatif à $p < 0,01$; ***, significatif à $p < 0,001$

Liste des tableaux

Tableau 1: Les catégories trophiques utilisées dans cette thèse.

Tableau 2 : Échelle de maturation sexuelle (reprise d'Albaret et Legendre 1985). Les stades supérieurs à 5, indiscernables chez les mâles, ne concernent que les femelles.

Tableau 3: Liste des indicateurs bioécologiques utilisés et groupés par famille avec leur échelle de mesure et leur mode de calcul.

Tableau 4: Liste des indicateurs biologiques d'AMPHORE.

Tableau 5 : Les caractéristiques générales des variables environnementales du bolon de Bamboung pour la période 2008-2012 (75 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Tableau 6 : Les caractéristiques générales des variables environnementales du bolon de Sangako pour la période 2008-2012 (90 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Tableau 7: Les caractéristiques générales des variables environnementales de la zone interne de l'AMP du PNBA pour les années 2008 et 2010 (42 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Tableau 8: Les caractéristiques générales des variables environnementales de la zone extérieure de l'AMP du PNBA pour les années 2008 et 2010 (40 relevés) : Moy, moyenne ; E.T, écart type ; C.V., coefficient de variation ; Min, minimum ; Max, maximum.

Tableau 9: Les caractéristiques générales des variables environnementales de l'AMP d'Urok pour la période 2012-2013 (21 relevés en zone 1, 18 relevés en zone 2 et 8 relevés en zone 3) : Moy, moyenne ; E.t., écart type ; Min, minimum ; Max, maximum.

Tableau 10 : Coefficient de corrélation de Pearson entre les indicateurs bioécologiques par saison dans l'AMP de Bamboung, de 2003 à 2012.

Tableau 11 : Liste des 11 espèces de poisson capturées dans le site du Diomboss en 2012 avec leur famille, le code, la catégorie écologique, la catégorie trophique, le pourcentage d'abondance (%Abon), le pourcentage de biomasse (%Biom), la taille minimale (Tmin) et la taille maximale (Tmax), saison froide.

Tableau 12 : Liste des 11 espèces capturées dans le site du Diomboss en 2012 avec leur famille, le code, la catégorie écologique, la catégorie trophique, le pourcentage d'abondance (%Abon), le pourcentage de biomasse (%Biom), la taille minimale (Tmin) et la taille maximale (Tmax), saison chaude.

Tableau 13 : Liste des espèces capturées dans le site du Diomboss en 2012 avec leur famille, le code, la catégorie écologique, la catégorie trophique, le pourcentage d'abondance (%Abon), le pourcentage de biomasse (%Biom), la taille minimale (Tmin) et la taille maximale (Tmax), saison humide.

Tableau 14 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie écologique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison sèche (2013). Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques.

Tableau 15 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie trophique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison sèche (2013). Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Tableau 16 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie écologique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison humide (2011 et 2012). Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques.

Tableau 17 : Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom) en kg par coup de pêche et par catégorie trophique pour chaque zone de l'AMP d'Urok en saison humide (2011 et 2012). Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Tableau 18 : Evolution des indicateurs bioécologiques dans l'AMP de Bamboung par saison de 2004 à 2012.

Tableau 19 : Description des structures en tailles du peuplement de poissons de l'AMP de Bamboung par saison, 2003 à 2012

Tableau 20 : Description de la structure en taille des catégories écologiques par saison dans l'AMP de Bamboung, 2004 à 2012

Tableau 21 : Description de la structure en taille des catégories trophiques par saison dans l'AMP de Bamboung, 2004 à 2012

Tableau 22 : Comparaison des indicateurs bioécologiques entre l'AMP et le site témoin (non fermé à la pêche) par saison, 2008 à 2012.

Tableau 23 : Description comparée de la structure en taille des peuplements de poissons par saison entre l'AMP de Bamboung et le site témoin, 2008 à 2012

Tableau 24 : Description comparée des structures en taille des guildes fonctionnelles par saison entre l'AMP de Bamboung et le site témoin, 2008 à 2012

Tableau 25 : Evolution des indicateurs bioécologiques en fonction de la distance à l'AMP par saison, année 2012

Tableau 26 : Comparaison des indicateurs bioécologiques entre les 2 secteurs du PNBA par saison, 2008 et 2010

Tableau 27 : Comparaison des indicateurs bioécologiques pour les non prédateurs entre les 2 secteurs du PNBA par saison, 2008 et 2010

Tableau 28 : Comparaison des indicateurs bioécologiques pour les prédateurs entre les 2 secteurs du PNBA par saison, 2008 et 2010

Tableau 29 : Répartition spatiale des catégories écologiques dans l'AMP d'Urok par saison, 2011, 2012 et 2013

Tableau 30 : Répartition spatiale des catégories trophiques dans l'AMP d'Urok par saison, 2011, 2012 et 2013

Tableau 31 : Comparaison des indicateurs bioécologiques entre les 3 zones de l'AMP d'Urok par saison, 2011, 2012 et 2013

Liste des annexes

Annexe 1 : Schéma d'un filet maillant dormant (maille 25 mm, 50 mm et 25 mm). Source Jean Raffray).

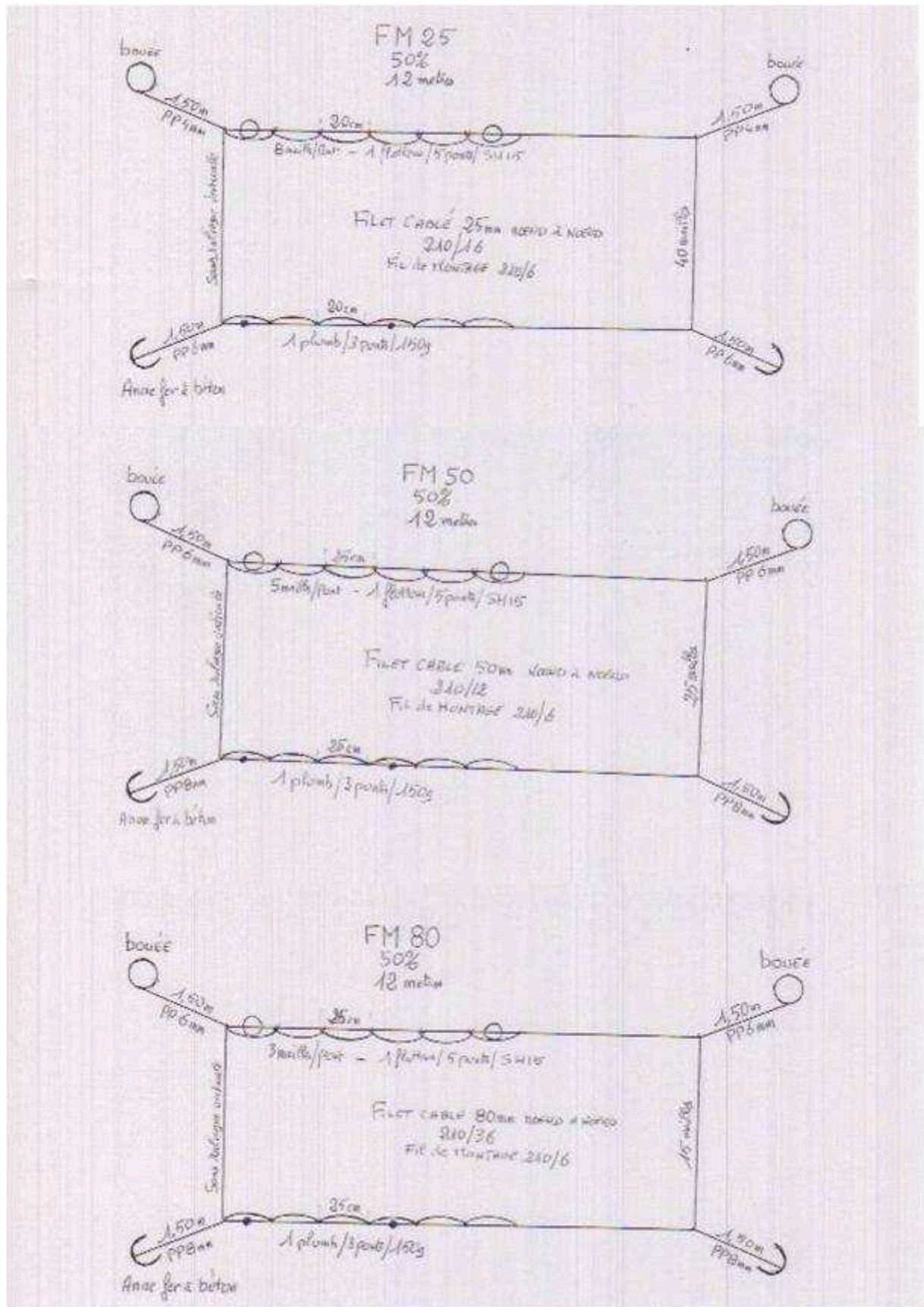
Annexe 2 : Pourcentage d'abondance et de biomasse, et taille moyenne par secteur avec la famille, l'espèce, le code espèce, la catégorie écologique et la catégorie trophique à l'intérieur et à l'extérieur du PNBA, IP, intérieur du PNBA; HP, hors du PNBA. Saison, sèche, saison humide, 2008 et 2010. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Annexe 3 : Inventaire faunistique et caractéristiques du peuplement de poissons de l'AMP d'Urok par zone, saison sèche, 2013. Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom), taille moyenne (Tmoy) et taille maximale (Tmax) en cm par coup de pêche.

Annexe 4 : Inventaire faunistique et caractéristiques du peuplement de poissons de l'AMP d'Urok par zone, saison humide, 2011 et 2012. Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom), taille moyenne (Tmoy) et taille maximale (Tmax) en cm par coup de pêche.

ANNEXES

Annexe 1 : Schéma d'un filet maillant dormant (maille 25 mm, 50 mm et 25 mm). Source Jean Raffray).



Annexe 2 : Pourcentage d'abondance et de biomasse, et taille moyenne par secteur avec la famille, l'espèce, le code espèce, la catégorie écologique et la catégorie trophique à l'intérieur et à l'extérieur du PNBA, IP, intérieur du PNBA; HP, hors du PNBA. Saison sèche, saison humide, 2008 et 2010. Voir Figure 10 pour le descriptif des catégories écologiques. Voir Tableau 1 pour le descriptif des catégories trophiques.

Famille	Espèce	Code	C.E.	C.T.	% Abon		% Biom		Tmoy (cm)	
					HP	IP	HP	IP	HP	IP
Ariidae	Arius heudelotii	AHE	ME	p2-ge	0,5	0,2	0,2	0,7	15	28
	Arius latiscutatus	AGA	ME	p2-ge		0		0,1		30
	Arius parkii	ARP	ME	p2-ge	0,1	3,7	0,2	8	24	24
Batrachoididae	Halobatrachus didactylus	HDI	M		0,1		0,1		29	
Belonidae	Ablennes hians	AHI	Mo	p2-pi	0		0		57	
	Belonidae	BEL			0		0		44	
	Strongylura senegalensis	BES	Em	p2-pi	0		0		49	
	Tylosurus acus rafale	TRA	Mo	p2-pi	0	0	0	0,1	48	57
Carangidae	Alectis alexandrinus	SAL	Mo	p1-mc	0	0,2	0	1	29	31
	Campogramma glaycos	CGY	M	p2-pi	0,1		0,1		19	
	Caranx rhonchus	CRH	Mo	p1-bt	0,9	0	0,6	0	17	25
	Chloroscombrus chrysurus	CHL	ME	p1-mc	11	35,2	5,7	29,2	18	18
	Lichia amia	LIA	Ma	p2-ge	0		1,3		129	
	Selene dorsalis	VSE	ME	p2-ge	0,1	0	0,1	0	15	16

	Trachurus trecae	TTR	Mo	p1-zo	0,3		0,1		27	
Carcharhinidae	Rhizoprionodon acutus	RAC	Mo	p2-pi	0	0,1	0	0,2		39
Chaetodontidae	Chaetodon hoeferi	CHO	Mo	p1-bt	0		0		13	
Claroteidae	Chrysichthys maurus	CWA	Ec	p1-bt	0		0		21	
Clupeidae	Ethmalosa fimbriata	EFI	Em	he-ph	2,5	8,4	6,2	26	27	26
	Sardina pilchardus	SPL		p1-zo	0		0		14	
	Sardinella aurita	SAU	Ma	p1-zo	17,3	0,5	39,7	0,2	27	12
	Sardinella maderensis	SEB	ME	p1-zo	20,6	35,8	21,8	17,3	20	17
Cynoglossidae	Cynoglossus monodi	CYM	Mo	p1-bt		0		0,1		43
	Cynoglossus spp.	CYN				0		0		22
Diodontidae	Chilomycterus reticulatus	CRE	M			0		0,2		36
	Chilomycterus spinosus	CSP	M		0	0,1	0	0,3	16	22
Echeneidae	Echeneis naucrates	ENA	Mo	p1-zo		0,1		0,5		55
Exocoetidae	Fodiator acutus	FAC	Ma	p1- mc	0	0	0	0	13	12
Fistulariidae	Fistularia tabacaria	FTA	Mo	p2-pi		0		0		47
Gerreidae	Eucinostomus melanopterus	GME	ME	p1- mc	0	0,1	0	0,1	11	14
Gymnuridae	Gymnura altavela	GYA	Mo	p1-bt	0	0	0,3	0,3	83	51
Haemulidae	Brachydeuterus auritus	BAU	ME	p1- mc	0,1		0,1		18	

	<i>Plectorhinchus mediterraneus</i>	PME	Mo		0,2	0,1	0,3	0,2	22	20
	<i>Pomadasyus incisus</i>	PIN	Ma	p1-bt	2	0,3	2,1	0,3	19	16
	<i>Pomadasyus jubelini</i>	PJU	Em	p1-bt		0		0,4		36
	<i>Pomadasyus rogerii</i>	PRO	Mo	p1-bt	0,1	0,2	0,4	0,6	29	27
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	HBR	Em	p2-ge	0	0,2	0	0,2	31	28
	<i>Hyporhamphus picarti</i>	HPI	Ma	p2-ge		0		0,1		32
Labridae	<i>Bodianus scrofa</i>	BSC	M			0,1		0,1		14
	<i>Symphodus bailloni</i>	SYB	M		0	0	0	0	17	12
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	SHI	Mo	p1-bt	2,2	3,5	2,3	1,6	20	13
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	DPU	Mo	p2-ge	0,1	0	0,1	0	25	21
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	LAU	ME	p1-zo		0		0		26
	<i>Liza dumerili</i>	LDU	Em	he-de		0		0		26
Mullidae	<i>Pseudupeneus prayensis</i>	PPR	Mo	p1-bt	0,1	0,4	0	0,1	11	11
Myliobatidae	<i>Rhinoptera marginata</i>	RMA	Mo	p1-bt	0	0	0,9	0,3	36	32
Paralichthyidae	<i>Syacium guineensis</i>	SMC	M	p1-bt	0		0		24	
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	p2-ge	1,6	0,2	0,9	0,2	16	15
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	PSA	Mo	p2-pi	0		0		31	
Pristigasteridae	<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em	p1-zo		0		0,1		25
Psettodidae	<i>Psettodes belcheri</i>	PBE	Mo	p2-ge	0,1	0,2	0	0	12	10
Rajidae	<i>Raja undulata</i>	RUN	M		0		0		25	

Rhinobatidae	Rhinobatos cemiculus	RCE	Ma	p2-ge		0		0,6		131
	Rhinobatos rhinobatos	RRH	Mo	p1-bt	0		0,1		65	
Scaridae	Sparisoma rubripinne	SRU	M	he-de		0		0,4		50
Sciaenidae	Argyrosomus regius	ARE	Mo	p2-pi	0	0,1	0	0,1	17	19
	Pseudolithus senegalensis	PSN	Ma	p2-ge		0		0,1		42
	Sciaena umbra	SUM	M			0		0,3		37
	Umbrina canariensis	UCA	M	p1-bt		0		0,2		44
Scombridae	Scomberomorus tritor	CTR	Ma	p2-pi	0,1	0,2	0,5	1,6	46	46
Serranidae	Epinephelus aeneus	EAE	ME	p2-pi		0,1		0,1		20
	Mycteroperca rubra	MRB	M	p2-ge		0		0,1		26
	Serranus cabrilla	SEC	Mo	p2-ge	0		0		12	
	Serranus scriba	SES	M		0	0,1	0	0,1	19	16
Soleidae	Dicologlossa cuneata	DCU	M	p1-bt	0		0		18	
	Pegusa triophthalma	PTR	Ma	p1-bt	0	0	0	0	26	22
	Solea senegalensis	SSE	Ma			0		0		31
	Synaptura lusitanica	SLU	Ma	p1-bt	0	0	0	0,1	38	28
Sparidae	Dentex canariensis	DCA	Mo	p1-bt	0	0	0,1	0,1	18	24
	Diplodus bellottii	DBE	Mo	p1-bt	37,8	5,1	13,1	1,3	13	11
	Diplodus sargus	DSA	Mo	p1-bt	0,3	1,2	0,4	1,8	20	18
	Lithognathus mormyrus	LMO	Mo	p1-bt		0,1		0,3		24

	Pagellus bellottii	PAB	M	om-ge	0,1	0,7	0,1	0,4	15	11
	Pagrus auriga	PAU	M		0		0		16	
	Pagrus caeruleostictus	PEH	Ma	p1-bt	0,2	1,3	0,3	0,7	18	11
	Sparus aurata	SPR				0		0		24
	Spondyliosoma cantharus	SCN	M	om-ge	0,3	0,3	0,2	0,1	15	12
Stromateidae	Stromateus fiatola	SFI	Mo	p2-ge	0		0,1		24	
Syngnathidae	Hippocampus algiricus	HPU	Ma	p1-bt	0		0		12	
	Syngnathus pelagicus	SPE	Ma	p1-bt		0		0		11
Tetraodontidae	Ephippion guttifer	EGU	ME	p1-bt	0	0,2	1	3,1	51	47
	Lagocephalus laevigatus	LLA	Ma	p2-ge	0		0		22	
	Sphoeroides spengleri	SSP	Mo	p1-bt	0,6	0,4	0,1	0,1	12	11
Torpedinidae	Torpedo torpedo	TTO	M		0		0		21	
Triakidae	Mustelus mustelus	MMU	M	p2-ge	0		0		41	
Trichiuridae	Trichiurus lepturus	TLE	ME	p2-pi	0		0		58	

Annexe 3 : Inventaire faunistique et caractéristiques du peuplement de poissons de l'AMP d'Urok par zone, saison sèche, 2013. Pourcentage d'abondance (%Abon) et de biomasse (%Biom), taille moyenne (Tmoy) et taille maximale (Tmax) en cm par coup de pêche.

Espece	Zone centrale				Zone intermédiaire				Zone périphérique			
	%Abon	%Biom	Tmoy	Tmax	%Abon	%Biom	Tmoy	Tmax	%Abon	%Biom	Tmoy	Tmax
<i>Albula vulpes</i>	47	32	18	27	15	11	19	19	39	57	24	25
<i>Arius latiscutatus</i>	48	44	35	51	34	31	35	47	18	25	39	55
<i>Arius parkii</i>	34	48	33	45	21	25	32	39	45	26	25	29
<i>Arnoglossus imperialis</i>									100	100	19	19
<i>Caranx hippos</i>	100	100	24	24								
<i>Caranx senegallus</i>									100	100	43	43
<i>Carcharhinus limbatus</i>	100	100	85	90								
<i>Rhizoprionodon acutus</i>	47	47	70	74	15	15	70	70	39	38	69	70
<i>Sardinella maderensis</i>	55	75	13	21	45	25	11	12				
<i>Cynoglossus senegalensis</i>					75	70	47	66	25	30	44	44
<i>Dasyatis margarita</i>	60	60	21	28					40	40	22	23
<i>Drepane africana</i>					82	90	32	36	18	10	25	25
<i>Elops lacerta</i>									100	100	36	36
<i>Chaetodipterus lippei</i>	19	12	18	20	24	32	26	28	56	57	21	26
<i>Ephippus goreensis</i>	38	12	15	15					63	88	26	26
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	90	87	9	12	10	13	11	11				
<i>Gerres nigri</i>	100	100	13	16								
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>					100	100	35	48				
<i>Pomadasys perotaei</i>	58	59	17	22	6	6	18	18	37	36	16	18
<i>Lethrinus atlanticus</i>	100	100	20	20								
<i>Stephanolepis hispidus</i>					100	100	19	19				
<i>Liza falcipinnis</i>	100	100	27	29								
<i>Liza grandisquamis</i>									100	100	23	23

Mugil curema									100	100	23	23
Galeoides decadactylus	63	57	24	30	16	16	21	21	21	28	29	29
Ilisha africana									100	100	14	19
Psettodes belcheri	26	31	42	49	32	51	45	49	43	18	29	35
Rhinobatos rhinobatos	100	100	90	90								
Pseudotolithus senegallus	58	64	42	55	18	23	48	48	24	13	37	37
Synaptura cadenati									100	100	26	26
Sphyraena afra	100	100	73	73								

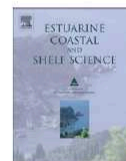
Mugil bananensis	16	14	23	24	84	86	24	25				
Mugil curema	41	42	24	34	18	26	25	28	41	33	23	23
Citharichthys stampflii					100	100	15	15				
Galeoides decadactylus	51	59	21	28	49	41	17	21				
Ilisha africana	53	53	14	20	12	12	14	17	35	35	14	20
Psettodes belcheri	27	32	24	33	73	68	35	41				
Pseudolithus elongatus					100	100	31	31				
Pseudolithus senegallus	49	36	35	68	51	64	46	66				
Pseudolithus typus	100	100	23	25								
Umbrina canariensis					100	100	27	27				
Scomberomorus tritor	22	44	67	67					78	56	46	46
Epinephelus aeneus	100	100	21	21								
Synaptura cadenati	29	10	20	20	71	90	31	31				
Pagrus caeruleostictus	29	6	13	13	71	94	27	36				
Sphyraena afra	71	65	55	72	29	35	74	74				
Lagocephalus laevigatus					100	100	24	24				

APPENDICES



Contents lists available at ScienceDirect

Estuarine, Coastal and Shelf Science

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecss

Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): Evidence from stable isotope analysis

Djibril Faye^{a,b}, Luis Tito de Morais^b, Jean Raffray^b, Oumar Sadio^b, Omar Thiom Thiaw^a, François Le Loc'h^{c,*}

^a IUPA, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Senegal

^b IRD, UMR 195 LEMAR/RAP (IRD/CNRS/UBO), Centre de Bel Air, BP 1386, Dakar, Senegal

^c IRD, UMR 212 EME (IRD/FREMER/UM2), Centre de Recherche Halieutique, Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 6 July 2010

Accepted 26 February 2011

Available online 15 March 2011

Keywords:

stable isotope ratios

seasonal food webs

tropical estuary

fish

ABSTRACT

West African tropical estuaries play an important role in the growth and survival of many commercially exploited fish species and enable the sustainability of considerable artisanal fishery yields. However, their trophic functioning remains poorly understood. In the Sine Saloum estuary (Senegal), a marine protected area (MPAs) was designated in 2003 to manage fisheries resources. The present study aimed to determine the structure, trophic functioning and seasonal patterns of the fish assemblages in this MPA. Throughout the study, 28 fish species were collected, with higher values of biomass (3826 kg km^{-2}) recorded during the wet season and lower values during the dry season (1228 kg km^{-2}). Fish assemblages in both seasons were dominated by species with marine affinity, which accounted for 87% of the total biomass in the wet season and 70% in the dry season, with their abundance varying from 83% to 57%, respectively. Based on stable isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$), species were combined into trophic groups. Primary consumers were partitioned into suspensivores (pelagic copepods, oysters and mussels), which fed mainly on particulate organic matter, and intermediate consumers, feeding on freshly deposited organic matter and benthic microalgae (*Sarotherodon melanotheron* and *Arca senilis*). Secondary consumers were divided into three groups. The first group included mullet, which fed by grazing on benthic microalgae (benthic affinity feeders). The second group, pelagic affinity feeders, was the most heterogeneous and fed mainly on pelagic components. The last secondary consumer group termed the intermediate group, included piscivores and benthic and pelagic invertebrate feeders, which dominated the top of the food web. The food chain in October was lengthened due to the occurrence of tertiary consumers. Food webs were dominated by secondary consumers, which constituted 89% of total biomass in the dry season and 71% in the wet season. The fish food web varied largely with season in faunal composition and food chain length. This study highlighted the need to take into account the seasonal dynamic of the food web both in terms of composition and structure to assess carbon fluxes in tropical estuaries.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

* Corresponding author.

E-mail address: francois.le.loch@ird.fr (F. Le Loc'h).

0272-7714/\$ – see front matter © 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.ecss.2011.02.017



Ecological field experiment of short-term effects of fishing ban on fish assemblages in a tropical estuarine MPA



Jean-Marc Ecoutin ^a, Monique Simier ^{b,*}, Jean-Jacques Albaret ^a, Raymond Laë ^c,
Jean Raffray ^d, Oumar Sadio ^e, Luis Tito de Morais ^d

^a Institut de Recherches pour le développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète Cedex, France

^b Institut de Recherches pour le développement (IRD), UMR EME 212 (Exploited Marine Ecosystem), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète Cedex, France

^c Institut de Recherches pour le développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), Bd Sidi Abderrahman Ain Diab, Casablanca, Morocco

^d Institut de Recherches pour le développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), BP 70, 29280 Plouzané, France

^e Institut de Recherches pour le développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), BP 1386, Dakar, Senegal

ARTICLE INFO

Article history:
Available online

ABSTRACT

Marine Protected Areas (MPAs), in addition to their important role in the conservation of critical habitats and vulnerable species, are now also used in a context of ecosystem-based fisheries management. The aim of this study was to assess the observed changes in the fish population structure in the years following a fishing ban. The experiment took place in the Bamboung bolong, a small bay in the Sine Saloum estuary in Senegal, West Africa. The protection of this zone was undertaken with local fishermen support, and a formal MPA was created in 2004. The survey of the fish assemblages was initiated in 2003, the year before the fishing ban, and went on until 2007, with 12 sampling sites being monitored three times per year.

In this paper, we describe and analyze the evolution of the fish assemblage during this five years' experimental period. Some changes have been highlighted on which the effect of the fishing ban was shown. After the fishing ban, an increase of total biomass and of maximal fish length has been registered. In the same time, the number of species has increased and the percentage of large and/or iconic species targeted by fishing has also increased. The community structure has been modified, with more small fish, more big fish (new large species and more large individuals in the original species) and fewer medium sized fish. The contribution of marine affinity species has increased in depend of the estuarine part of the assemblage. Finally, the trophic structure has been modified with an overall increase of the mean trophic level, resulting from an increase of the percentage of generalist or piscivorous predators and a sharp decrease of herbivorous and detritivorous low trophic level species. Marine predators which numbers and size were reduced by fisheries are again important components of the system. We argue that despite the intrinsic variability of the tropical estuarine environments, the introduction of a total ban on fishing in such estuarine zones can substantially improve the health status of the fish assemblage.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

* Corresponding author. Institut de Recherches pour le développement (IRD), UMR EME 212 (Exploited Marine Ecosystem), Avenue Jean Monnet, CS 30171 34203, Sète Cedex, France.

E-mail addresses: jean-marc.ecoutin@ird.fr (J.-M. Ecoutin), monique.simier@ird.fr (M. Simier), jean-jacques.albaret@ird.fr (J.-J. Albaret), raymond.lae@ird.fr (R. Laë), oumar.sadio@ird.fr (O. Sadio), luis.tito-de-morais@ird.fr (L. Tito de Morais).



Capacity-building paper

Effect of a marine protected area on tropical estuarine fish assemblages: Comparison between protected and unprotected sites in Senegal



Oumar Sadio^a, Monique Simier^{b,*}, Jean-Marc Ecoutin^c, Jean Raffray^d, Raymond Laë^e, Luis Tito de Morais^d

^a Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), BP 1386 Dakar, Sénégal

^b Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR MARBEC 248 (MARine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète Cedex, France

^c Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète Cedex, France

^d Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), BP 70, 29280 Plouzané, France

^e Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UMR LEMAR 195 (Laboratoire des sciences de l'Environnement MARin), Bd Sidi Abderrahman Ain Diab, Casablanca, Morocco

ARTICLE INFO

Article history:

Received 20 March 2015

Received in revised form

13 July 2015

Accepted 10 August 2015

Available online xxx

Keywords:

Marine protected area

Bio-ecological indicators

Fish assemblages

MPA effect

Tropical estuary

West Africa

ABSTRACT

A comparative study of fish assemblages of a marine protected area and an exploited area was carried out in the Sine Saloum estuary (Senegal, West Africa). Data were collected at these two sites between 2008 and 2011. The two areas are morphologically similar, and comparison of the physicochemical parameters (salinity, transparency, temperature and percentage of saturation of dissolved oxygen) showed that the water masses are similar. The bio-ecological indicators and ecological, trophic and size structures were also compared. Given the environmental similarity of the two sites, their differences in bio-ecological characteristics and fish assemblage organization can be explained by the protection status of the MPA. The species richness and fish abundance per sampling unit were higher in the exploited site, but the mean trophic level and the observed maximum size of individuals were higher in the MPA. Although slightly higher for the MPA, the differences observed for biomass and average size between the two sites were not significant. The beta diversity in the MPA was higher than in the exploited site. The fish assemblage was dominated in terms of abundance by two pelagic herbivores *Ethmalosa fimbriata* (80%) and *Sardinella maderensis* (12.3%) and in terms of biomass by *E. fimbriata* (37.4%) and a benthic predator, *Arius latiscutatus* (23.7%). The assemblage of the MPA had a marine affinity characterized by the presence of piscivorous or generalist predators; large individuals were not uncommon. In the exploited site, the fish assemblage was relatively stable, dominated in abundance by *E. fimbriata* (33.4%) and *S. maderensis* (32.8%). In terms of biomass, a species of mullet, *Liza dumerili*, ranked first (26.2%), followed by *E. fimbriata* (22.4%) and *S. maderensis* (14.9%). The assemblage in the exploited site had a more estuarine affinity, dominated by detritivorous or phytophagous herbivores. Individuals observed there were mostly of small or medium size. This study confirms that the establishment of MPA is an effective tool for restoring marine biodiversity and trophic structure of fish assemblages.

© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

* Corresponding author. Institut de Recherches pour le Développement (IRD), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète Cedex, France.

E-mail addresses: oumar.sadio@ird.fr (O. Sadio), monique.simier@ird.fr (M. Simier), jean-marc.ecoutin@ird.fr (J.-M. Ecoutin), jean.raffray@ird.fr (J. Raffray), raymond.lae@ird.fr (R. Laë), luis.tito@ird.fr (L. Tito de Morais).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.08.004>
0964-5691/© 2015 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Assessment of the effectiveness of Marine Protected Areas as a restoration tool of marine resources

and fish stock management: the West African experience

Abstract

This thesis focuses on the study of the effectiveness of Marine Protected Areas (MPAs) as restoration tools of marine resources and fish stocks management in tropical West Africa. The study involves three MPAs. The first one is the Bamboung MPA, a marine reserve located in estuarine areas (with marine influence), closed to fishing since 2004. The second is the Urok Islands MPA established in 2005 and located in the biosphere Reserve of Bijagos archipelago in the coastal part of Guinea-Bissau. It is divided into three areas and fishing is allowed there with a fishing pressure becoming stronger from the central area to peripheral area. The third MPA is the Banc d'Arguin National Marine Park located along the coast of Mauritania. It was created in 1976 and fishing activities are restricted.

Many AMP were evaluated worldwide and the results are in the main part positive. In tropical zones, the variability of environmental parameters affects the spatial and temporal organization of fish assemblage. Therefore, the MPA establishment in a tropical zone has raised questions about their effectiveness in relation to the influence of environmental parameters. According to the AMP, spatial or temporal approach will be used to answer questions. Comparison analysis will be used. The analysis of biological data comes after those of the physicochemical parameters that show strong seasonal variability in each MPA. This result justifies the choice of seasonal analysis of biological data in order to minimize the influence of environmental variations.

Regarding the Bamboung MPA, the results of global approach clearly confirm that it is an effective tool for restoring marine resources. The seasonal approach shows this role in cold season, but not in hot and wet seasons. In 9 years of protection, the Bamboung MPA contributed to attract big fish in the Bamboung bolon. The spillover effect in Bamboung MPA is not clearly demonstrated according to our results. A downward trend of biological indicators according to the distance to the MPA has been observed especially in hot season and wet season. Similarly, the analysis of indicators related to reproduction does not show that the Bamboung MPA improve fish reproduction. Regarding Urok Islands MPA and Banc d'Arguin National marine Park, the results do not confirm that these AMP are fish stock management tools (improved yields of fishing activities and fish reproduction). However, for Urok islands MPA the observed trends suggest a biomass concentration in the central area, an equilibrium role played by the intermediate area and a role of fish biomass provider of the peripheral area. For Banc d'Arguin National Marine Parc, the inside area seems to contribute to the enrichment of the external area by transferring fish biomass.

Non-specific results could be explained by the small data collected in the MPAs. So the idea to conduct a short-term biological monitoring and to analyze reproduction indicators in population level has been considered for the three MPA to find clear results on their role in the management of fish stocks.

Keywords: Marine Protected Area, Restoring, Management, Resources, Stock, bio-ecological indicators, fish assemblage, tropical environments, West Africa.

Evaluation de l'efficacité des Aires Marines Protégées comme outil de restauration des ressources marines et de gestion des stocks halieutiques : l'expérience ouest africaine

Résumé

Cette thèse porte sur l'étude de l'efficacité d'une Aire Marine Protégée (AMP) comme outil de restauration des ressources marines et de gestion des stocks halieutiques en zone tropicale ouest africaine. L'étude concerne trois AMP. Il s'agit de l'AMP de Bamboung située en zone estuarienne (sous influence marine), à l'intérieur d'un delta et fermée à l'exploitation halieutique depuis 2004. La deuxième AMP est celle des îles d'Urok créée en 2005 et située dans la réserve de biosphère de l'archipel des Bijagos dans la partie littorale de la Guinée-Bissau. Elle est divisée en trois zones et la pêche y est autorisée avec une pression de pêche de plus en plus forte de la zone centrale vers la zone périphérique. La troisième AMP est le Parc National du Banc d'Arguin situé le long de la côte mauritanienne. Il a été créé en 1976 et les activités de pêche y sont pratiquées de façon réglementée.

Beaucoup d'AMP ont été évaluées à travers le monde et les résultats obtenus sont dans la majeure partie des cas positifs. Dans les milieux tropicaux, les variabilités interannuelles et intra-annuelles des paramètres environnementaux influent sur l'organisation spatio-temporelle des peuplements de poissons. Par conséquent, la mise en place d'AMP dans une zone tropicale a suscité des interrogations quant à leur efficacité en rapport avec l'influence des paramètres de l'environnement. Selon l'AMP étudiée, une approche spatiale ou temporelle sera utilisée pour répondre aux questions posées. Les méthodes d'analyse utilisées sont de type comparatif. L'analyse des données biologiques est précédée par celle des paramètres physico-chimiques qui a mis en évidence des variabilités saisonnières dans chaque AMP. Ce résultat justifie le choix d'analyser les données biologiques par saison afin de minimiser au mieux l'influence des variations environnementales.

En ce qui concerne l'AMP de Bamboung, les résultats de l'analyse suivant une approche globale ont clairement montré son rôle positif dans la restauration des ressources marines. L'approche saisonnière a mis en évidence ce rôle de restauration mais en saison froide et non en saison chaude et humide. En 9 années de protection, l'AMP de Bamboung a contribué au retour de gros poissons dans le bolon de Bamboung. Son rôle dans l'enrichissement de la zone proximale à travers le phénomène de «Spillover» n'a pas pu être mis en évidence. Une tendance à la baisse des indicateurs biologiques en fonction de la distance à l'AMP a été observée surtout en saison chaude et en saison humide. De même l'analyse des indicateurs liés à la reproduction ne montre pas que l'AMP de Bamboung améliore la reproduction des poissons. Concernant, l'AMP des îles d'Urok et le Parc Nationale du Banc d'Arguin, les analyses n'ont pas donné de résultats clairs quant à leur rôle dans l'amélioration des rendements de pêche et de la reproduction des poissons. Cependant, pour l'AMP des îles d'Urok, les tendances observées semble montrer une forte concentration de biomasse dans la zone centrale, un rôle d'équilibre joué par la zone intermédiaire et un rôle de pourvoyeur de biomasse de poisson de la zone périphérique. Pour le PNBA, le secteur intérieur semble contribuer à l'enrichissement du secteur extérieur par un transfert de biomasse.

La faible quantité de données récoltées dans les AMP pourrait être à l'origine des résultats négatifs. Ainsi, l'idée d'effectuer des suivis biologiques à court terme et d'analyser les indicateurs liés à la reproduction au niveau population ont été envisagés pour les trois AMP afin de trouver des résultats clairs quant à leur rôle dans la gestion des stocks halieutiques.

Mots clés : Aire Marine Protégée, Restauration, Gestion, Ressources, Stock, Indicateurs bioécologiques, Peuplement de poissons, milieux tropicaux, Afrique de l'Ouest.