

UNIVERSITÉ CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR
ÉCOLE DOCTORALE: SCIENCES DE LA VIE DE LA SANTÉ ET DE L'ENVIRONNEMENT
FACULTÉ (OU ÉCOLE) : FACULTÉ DES SCIENCES ET TECHNIQUES

Année : 2013

N° d'ordre : 62



THÈSE DE DOCTORAT

Spécialité : Sciences Halieutiques et Aquacoles

Présentée par :

M. Ismaïla NDOUR

Impact de la pêche et de l'environnement sur l'état de peuplements de poissons sur la Grande côte du Sénégal

Soutenue, le 20 décembre 2013 devant le jury composé de :

<u>Président</u> :	M. Mady NDIAYE	Professeur, UCAD, Dakar
<u>Rapporteurs</u> :	M. Luis TITO DE MORAIS	Directeur de Recherches, IRD, Brest
	M. Papa NDIAYE	Directeur de Recherches, IFAN-UCAD, Dakar
	M. Cheikh Tidiane BÂ	Professeur, UCAD, Dakar
<u>Examineur</u> :	M. Hamet Diaw DIADHIOU	Maître de Recherches, ISRA-CRODT, Dakar
<u>Directeur de thèse</u> :	M. Omar Thiom THIAW	Professeur, UCAD, Dakar

*“Le succès est la valeur personnelle multipliée par les
circonstances.”*

Alfred Capus

DÉDICACE

Je

Dédie

Ce travail à

ma chère mère

et à

mon cher Père

“Longue vie et santé à vous”

AVANT-PROPOS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du Projet d'Appui à la Gestion des Pêcheries Artisanales Transfrontalières, intégré dans le Programme de Gestion Durables des Ecosystèmes et des Ressources du Centre de recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye. Ce projet vise la mise en place d'un système d'exploitation durable des ressources halieutiques basé sur une gestion concertée de stocks transfrontaliers, partagés entre le Sénégal et la Mauritanie. Cette thèse s'inscrit dans le volet Bio-Écologie Environnement de ce projet et est consacrée à la réactualisation de paramètres de biologie des espèces cibles et à l'évaluation de l'impact de la pêche et de la l'environnement sur la ressource à l'échelle du peuplement sur la partie sénégalaise.

J'adresse mes sincères remerciements à mon encadrement scientifique sans lequel je n'aurais jamais réalisé les objectifs assignés à ce travail. J'exprime toute ma reconnaissance au Professeur Omar Thiom THIAW, pour avoir accepté de diriger cette thèse, au Docteur Hamet Diaw DIADHIOU qui m'a confié ce travail de thèse, au Docteur Luis TITO DE MORAIS qui a été d'un grand apport scientifique dans la réalisation de ce travail. Tout au long de cette thèse, j'ai pu bénéficier de leurs expériences en matière d'outils d'analyse et de traitement de données, de connaissances sur les pêcheries artisanales, de leurs qualités scientifiques et de leurs judicieux conseils, qui ont été décisifs dans l'aboutissement de ce travail. Ils ont su m'apporter leur soutien moral et matériel, pendant les moments difficiles de cette expérience. Je suis très sensible à leur disponibilité, malgré les nombreuses contraintes, et je suis honoré de les avoir connu et côtoyé. Je tiens à témoigner ma reconnaissance au Professeur Mady NDIAYE pour avoir accepté de présider le jury, aux Professeurs Papa NDIAYE et Cheikh Tidiane BÂ qui ont accepté d'être les rapporteurs de ce travail.

Les Docteurs François LE LOC'H, Jean Marc ECOUTIN, Massal FALL, Modou THIAW, Justin KANTOUSSAN et Djiga THIAO se sont rendu disponible malgré leurs lourdes charges, pour répondre à toutes mes sollicitations. J'ai beaucoup apprécié la rigueur et la clarté de leur raisonnement scientifique. Aussi, je voudrais leur exprimer, ici, toute ma reconnaissance et mes sentiments respectueux pour le soutien qu'ils m'ont apporté. Je remercie également l'Ingénieur Oumar SADIO et les docteur Patrice BREHMER et pour leur sympathie et leurs conseils.

Les travaux de cette thèse ont été menés dans deux laboratoires où j'ai été accueilli : Centre de Recherches Océanographiques de Dakar Thiaroye (ISRA/CRODT) et le Laboratoire des Sciences de l'Environnement Marin (IRD/LEMAR) de Brest en France. Je tiens à remercier ces centres de recherche de m'avoir accueilli dans leurs locaux et j'associe naturellement à ces remerciements tout leur personnel dont particulièrement à Dr Anne LEBOURGES DHAUSSY et Mme Agnès PETIOT. Ma gratitude particulière est également au projet PARTAGE de l'IUCN, à l'IOC/UNESCO et au projet U3E de la coopération française qui ont contribué au financement de cette thèse. Je remercie les autorités de ces organismes de m'avoir permis de réaliser cette thèse dans de bonnes conditions. J'exprime également à cette occasion toute ma reconnaissance à Maylis LABONNE, Eric DADAS et Jean-Marie MUNARON pour leur aide dans les analyses que j'ai effectuées au LASAA. J'associe également aux remerciements Dr Reymond LAË pour sa disponibilité et sa contribution dans la validation de la base de données et au Dr Khady DIOUF GOUDIABY pour son soutien en matériel de terrain.

Mes remerciements vont également à l'endroit de tous les Chercheurs, les Techniciens, les Enquêteurs, les Aides de plage et les Administratifs de ISRA/CRODT. Une mention spéciale à Moustapha Dème, Djaga Thiam, Fambaye Ngom Sow, Anis Diallo, Modou Thiam, à Mme Ramatoulaye Ndiaye Mbaye, Mme Ndeye Ndiaye Ngom, à Mme Tabara Mbaye Fall, Cheikh Ndiaye, à Mor Sylla, Mandiéme Faye et Mbarack Fall et surtout à mon ami et collègue Saliou Faye. Je remercie également du fond du cœur tout le personnel de l'école doctorale et de l'IUPA. Une mention spéciale à Mme Kébé, Secrétaire de l'IUPA et Mme Fama Diop, Secrétaire ED-SEV.

Cette occasion m'a également permis de faire tant de connaissances. La liste est longue mais j'aimerais mentionner mes "*mailing list groups*" de l'IOC Scholarchip 2010, d'Etudiants et de Chercheurs Etrangers en Bretagne de 2011 et 2012, du bateau Dr. NANSEN 2013, du Groupe COPACE/FAO 2013, Malaga, Espagne.

Je n'aurais pu mener à bien ce travail sans les conseils et le soutien de ma famille et de mes proches. Ma reconnaissance va donc à mes parents, mes frères et sœurs, mes neveux et nièces et surtout de *MA TRES CHÈRE FEMME, Mme NDOUR*.

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	4
TABLE DES MATIERES.....	5
LISTE DES FIGURES	13
LISTE DES TABLEAUX	17
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	19
1. Cadre conceptuel de l'étude	20
2. Contexte et problématique.....	20
3. Objectifs et Approche.....	23
3.1. Définitions	23
3.2. Bio-indicateurs	25
3.3. Indices de diversité.....	26
CHAPITRE 1 : CONTEXTE PHYSIQUE, ENVIRONNEMENTAL, BIOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE	27
1. Cadre physique et environnemental	28
1.1. Topographie	28
1.2. Hydroclimatologie	28
2. Dynamique de l'exploitation et état de la ressource.....	29
2.1. Parc piroguier	29
2.2. Types de pêche.....	30
2.2.1. Senne tournante et coulissante.....	30
2.2.2. Filet maillant encerclant	30
2.2.3. Senne de plage.....	30
2.2.4. Filet dormant	31
2.2.5. Trémail	31
2.2.6. Casier.....	31

2.2.7. Ligne normale ou palangrotte.....	31
2.2.8. Palangre.....	32
2.2.9. Filets maillants dérivants.....	32
2.2.10. Épervier.....	32
2.2.11. Les filets à crevette.....	33
2.2.12. Les combinaisons d’engins de pêche ou mixité.....	33
2.3. Débarquements.....	34
3. Gouvernance des ressources halieutiques.....	34
3.1. Cadre institutionnel.....	34
3.1.1. Ministère chargée de la pêche.....	34
3.1.2. Le Ministère de l’environnement et de la protection de la nature.....	35
3.1.3. Les Organisations professionnelles.....	35
3.1.4. Les organisations non gouvernementales.....	36
3.1.5. Structures internationales.....	36
3.2. Cadre juridique.....	36
3.3. Politique de gestion des pêches.....	37
4. Généralité sur l’écobiologie des espèces-cibles.....	38
4.1. <i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758).....	38
4.1.1. Systématique.....	38
4.1.2. Description.....	38
4.1.3. Habitat.....	38
4.1.4. Migration.....	39
4.1.5. Alimentation.....	39
4.1.6. Reproduction.....	39
4.1.7. Croissance.....	39
4.2. <i>Mugil capurrii</i> (Perugia, 1892).....	39
4.2.1. Systématique.....	39
4.2.2. Description.....	40

4.2.3. Habitat	40
4.2.4. Alimentation.....	40
4.2.5. Reproduction	40
4.3. <i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)	40
4.3.1. Systématique	40
4.3.2. Description	40
4.3.3. Habitat	41
4.3.4. Migration.....	41
4.3.5. Alimentation.....	41
4.3.6. Reproduction	41
4.3.7. Croissance	42
4.4. <i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766).....	42
4.4.1. Systématique	42
4.4.2. Description	42
4.4.3. Habitat	42
4.4.4. Migration.....	42
4.4.5. Alimentation.....	43
4.4.6. Reproduction	43
4.4.7. Croissance	43
CHAPITRE 2: ANALYSE DES DONNÉES ET MÉTHODOLOGIE.....	44
1. Présentation du site.....	45
2. Nature et sources des données.....	46
2.1. Données de pêche commerciale	46
2.2. Données de campagnes scientifiques	47
2.3. Données d'échantillonnage biologique.....	49
2.4. Données environnementales	50
CHAPITRE 3: STRUCTURATION EN TAILLE DES POPULATIONS	51
1. Introduction	52

2. Matériel et méthodes	52
2.1. Structure en taille.....	53
2.2. Relation taille/poids	53
2.3. Facteur de condition	54
3. Résultats	54
3.1. Distribution saisonnière en classes de taille	54
3.1.1. <i>Mugil cephalus</i>	54
3.1.2. <i>Argyrosomus regius</i>	55
3.1.3. <i>Pomatomus saltatrix</i>	56
3.2. Structures démographiques.....	57
3.2.1. Analyse globale	57
3.2.2. Analyse par engins de pêche	59
3.3. Distribution comparée de la taille des espèces entre estuaire du fleuve et mer	62
3.3.1. <i>Mugil cephalus</i>	62
3.3.2. <i>Mugil capurrii</i>	63
3.4. Relation taille/poids	64
3.4.1. En mer	64
3.5.2. Sur l'estuaire du fleuve.....	66
3.5. Facteur de condition (K).....	67
3.5.1. <i>Mugil cephalus</i>	67
3.5.2. <i>Mugil capurrii</i>	67
3.5.3. <i>Argyrosomus regius</i>	68
3.5.4. <i>Pomatomus saltatrix</i>	69
3.6. Relation environnement/captures.....	69
3.6.1. <i>Mugil cephalus</i>	69
3.6.2. <i>Argyrosomus regius</i>	70
3.6.3. <i>Pomatomus saltatrix</i>	72
4. Discussion	73

4.1. Distribution saisonnière des tailles	73
4.1.1. <i>Mugil cephalus</i>	73
4.1.3. <i>Pomatomus saltatrix</i>	73
4.2. Structures démographiques.....	74
4.2.1. <i>Mugil cephalus</i>	74
4.2.2. <i>Argyrosomus regius</i>	74
4.2.3. <i>Pomatomus saltatrix</i>	74
4.3. Distribution comparée de la taille des espèces entre fleuve et mer	74
4.3.1. <i>Mugil cephalus</i>	74
4.3.2. <i>Mugil capurrii</i>	75
4.4. Relation environnement/captures.....	75
4.4.1. <i>Mugil cephalus</i>	75
4.4.2. <i>Argyrosomus regius</i>	75
4.4.3. <i>Pomatomus saltatrix</i>	76
4.5. Relation taille/poids	76
4.6. Facteur de condition	77
CHAPITRE 4 : REPRODUCTION	79
1. Introduction	80
2. Matériel et méthodes	81
2.1. Données.....	81
2.2. Méthodes	81
2.2.1. Rapport gonado-somatique.....	81
2.2.2. Sex-ratio	81
2.2.3. Stades sexuels.....	83
2.2.4. Taille de première maturité sexuelle	84
3. Résultats	84
3.1. Rapport gonado somatique (RGS).....	84
3.1.1. En mer	84

3.1.2. Sur l'estuaire du fleuve.....	87
3.2. Stades sexuels	87
3.2.1. En mer	87
3.2.2. Sur l'estuaire du fleuve.....	89
3.3. Sex-ratio	90
3.3.1. En mer	90
3.3.2. Sur l'estuaire du fleuve.....	91
3.4. Taille de première de maturité sexuelle	92
4. Discussion	93
4.1. En mer	93
4.1.1. <i>Mugil cephalus</i>	93
4.1.2. <i>Mugil capurrii</i>	95
4.1.3. <i>Argyrosomus regius</i>	96
4.1.4. <i>Pomatomus saltatrix</i>	97
4.2. Sur l'estuaire du fleuve.....	98
CHAPITRE 5 : DIAGNOSTIC DE STOCKS ET INDICATEURS BIOLOGIQUES DE POPULATION.....	100
1. Introduction	101
2. Matériel et Méthodes.....	102
2.1. Données d'enquêtes de débarquement	102
2.2. Données d'échantillonnage biologique.....	103
2.3. Extrapolation des fréquences de taille.....	103
2.4. Estimation des indicateurs biologiques.....	103
2.4.1. Pourcentage de poissons sexuellement matures	104
2.4.2. Pourcentage de poissons à la taille optimale (L_{opt}).....	104
2.4.3. Pourcentage des super-reproducteurs (SR).....	105
3. Résultats	106
3.1. Paramètres déterminées.....	106

3.2. État d'exploitation de <i>Mugil cephalus</i>	106
3.2.1. Fréquences de taille des individus débarqués.....	106
3.2.2. Évolution interannuelle des indicateurs.....	107
3.3. État d'exploitation de <i>Pomatomus saltatrix</i>	108
3.3.1. Fréquences de taille des individus débarqués.....	108
3.3.2. Évolution annuelle des indicateurs	109
3.4. État d'exploitation d' <i>Argyrosomus regius</i>	110
3.4.1. Fréquences de taille des individus débarqués.....	110
3.4.2. Évolution annuelle des indicateurs	111
4. Discussion	112
4.1. Paramètres d'estimation des indicateurs	112
4.2. État d'exploitation des espèces.....	113
4.3. Propositions de mesures de gestion des stocks.....	115
5. Conclusion.....	116
CHAPITRE 6 : DYNAMIQUE DE L'ABONDANCE DES STOCKS DE TROIS ESPECES DE POISSONS	117
1. Introduction	118
2. Matériel et méthodes	118
3. Résultats	119
3.1. Évolution de l'abondance des espèces-cibles	119
3.1.1. <i>Mugil cephalus</i>	119
3.1.2. <i>Argyrosomus regius</i>	122
3.1.3. <i>Pomatomus saltatrix</i>	125
4. Discussion	129
5. Conclusion.....	131
CHAPITRE 7 : INDICATEURS ET IMPACTS DES PEUPELEMENTS EXPLOITÉS.....	132
1. Introduction	133
2. Matériel et méthodes	134

2.1. Détermination des périodes à comparer : méthode CAH.....	134
2.2. Sources des données.....	135
2.2.1. Données de pêche commerciale	135
2.2.2. Données de campagnes scientifiques	135
2.2.3. Données environnementales.....	136
2.3. Extrapolation des captures.....	136
2.4. Capture par unité d'effort (CPUE)	137
2.5. Niveau trophique moyen (TL_m).....	140
2.6. Spectres trophiques	140
2.7. Indices de diversité.....	140
2.8. Analyses statistiques	141
3. Résultats	142
3.1. Variation de l'environnement et dynamique d'exploitation.....	142
3.2. Évolution des abondances.....	142
3.3. Variation du niveau trophique moyen (TL_m)	143
3.4. Relation capture/niveau trophique moyen.....	144
3.5. Spectres trophiques	145
3.6. Composition et diversité spécifique.....	146
3.7. Analyse des facteurs d'impact.....	147
4. Discussion	148
5. Conclusion.....	151
CHAPITRE 8 : RECOMMANDATIONS	152
CONCLUSION GÉNÉRALE	154
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	159
ANNEXES	185
LISTE DES ACRONYMES ET ABBRÉVIATIONS	197
PUBLICATIONS ET PROJETS DE PUBLICATION	200

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma de conception d'indicateurs (source : Lucas, 2004).....	25
Figure 2 : Niveaux d'organisation biologique, échelle de réponse et pertinence écologique des indicateurs (<i>modifié</i> d'après Adams & Greeley 2000).	26
Figure 3 : Carte de localisation des zones d'étude (centres de débarquement) le long du littoral de la Grande côte du Sénégal (<i>Modifié</i> de TROPICA Environnemental Consultants : Rapport, 2005).....	46
Figure 4 : Distribution saisonnière en classes de taille chez <i>Mugil cephalus</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.....	55
Figure 5 : Distribution saisonnière en classes de taille chez <i>Argyrosomus regius</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.....	56
Figure 6 : Distribution saisonnière en classes de taille chez <i>Pomatomus saltatrix</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.....	57
Figure 7 : Structure démographique de <i>Mugil cephalus</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009	58
Figure 8 : Structure démographique d' <i>Argyrosomus regius</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.....	59
Figure 9 : Structure démographique de <i>Pomatomus saltatrix</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.....	59
Figure 10 : Structure démographique de <i>Mugil cephalus</i> par site et par engin de pêche de 2004 à 2009.	60
Figure 11 : Structure démographique d' <i>Argyrosomus regius</i> par site et par engin de pêche de 2004 à 2009.....	61
Figure 12 : Structure démographique de <i>Pomatomus saltatrix</i> par site et par engin de pêche de 2004 à 2009.....	62
Figure 13 : Évolution des fréquences de taille par type d'engins de pêche chez <i>Mugil cephalus</i> en mer et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.....	63
Figure 14 : Évolution des fréquences de taille par type d'engins de pêche chez <i>Mugil capurrii</i> en mer et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.....	64
Figure 15 : Évolution de la relation taille/poids chez <i>Mugil cephalus</i> (a), <i>Mugil capurrii</i> (b), <i>Argyrosomus regius</i> (c) et <i>Pomatomus saltatrix</i> (d) sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012. Nombre d'individus respectifs par espèce N : N1 = 545 ; N2=324 ; N3=189 ; N4= 71.....	66
Figure 16 : Évolution de la relation taille/poids chez <i>Mugil cephalus</i> (a) et <i>Mugil capurrii</i> (b) sur l'estuaire du fleuve Sénégal de 2010 à 2012. Nombre d'individus respectifs par espèce N : N1 = 1017 ; N2=195.....	66

Figure 17 : Variations mensuelles du facteur de condition (K) de <i>Mugil cephalus</i> en (a) mer et sur (b) l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.....	67
Figure 18 : Variations mensuelles du facteur de condition (K) de <i>Mugil capurrii</i> en (a) mer et sur (b) l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.....	68
Figure 19 : Variations mensuelles du facteur de condition (K) d' <i>Argyrosomus regius</i> en mer sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.	69
Figure 20 : Variation saisonnière des captures totales de <i>Mugil cephalus</i> en rapport avec la température de surface (a) et l'indice d'upwelling (b) sur la Grande côte du Sénégal entre 2004 et 2009. SST = Température de surface de mer ; CUI : Indice d'upwelling côtier.....	70
Figure 21 : Variation saisonnière des captures totales d' <i>Argyrosomus regius</i> en rapport avec la température de surface (a) et l'indice d'upwelling (b) sur la Grande côte du Sénégal entre 2004 et 2009. SST = Température de surface de mer ; CUI : Indice d'upwelling côtier.....	71
Figure 22 : Variation saisonnière des captures totales de <i>Pomatomus saltatrix</i> en rapport avec la température de surface (a) et l'indice d'upwelling (b) sur la Grande côte du Sénégal entre 2004 et 2009. SST = Température de surface de mer ; CUI : Indice d'upwelling côtier.....	73
Figure 23 : Variations mensuelles du rapport gonado-somatique (RGS) chez <i>Mugil cephalus</i> (a), <i>Mugil capurrii</i> (b) et <i>Argyrosomus regius</i> (c) sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.	87
Figure 24 : Variations mensuelles des stades de maturité sexuelle chez <i>Mugil cephalus</i> (a), <i>Mugil capurrii</i> (b) et <i>Argyrosomus regius</i> (c) sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.	89
Figure 25 : Variations mensuelles des stades de maturité sexuelle chez <i>Mugil cephalus</i> (a) et <i>Mugil capurrii</i> (b) sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.	90
Figure 26 : Variations mensuelles du sex-ratio chez <i>Mugil cephalus</i> et <i>Mugil capurrii</i> et <i>Argyrosomus regius</i> sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.	91
Figure 27 : Variations mensuelles du sex-ratio chez <i>Mugil cephalus</i> (a), <i>Mugil capurrii</i> (b), sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.....	91
Figure 28. Taille de première maturité sexuelle (L_{50}) chez les mâles et femelles de <i>Mugil cephalus</i> sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.	92
Figure 29. Taille de première maturité sexuelle (L_{50}) chez les mâles et femelles de <i>Mugil capurrii</i> sur la Grande côte du Sénégal de 2010 à 2012.....	93
Figure 30. Fréquences de taille de <i>Mugil cephalus</i> débarqué de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal. L_{50} = taille à la première maturité sexuelle ; L_{opt} = gamme de taille où le rendement maximal peut être obtenu et L_{max} = taille maximale atteinte durant cette période ; n = effectif extrapolé à la capture totale ; n=58359.	107
Figure 31. Pourcentages annuels de juvéniles, d'individus matures, d'individus à la taille optimale et de super-reproducteurs de <i>Mugil cephalus</i> dans les captures de pêche commerciale de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal.....	108

Figure 32. Fréquences de taille de <i>Pomatomus saltatrix</i> débarqué de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal. L_{50} = taille à la première maturité sexuelle ; L_{opt} = gamme de taille où le rendement maximal peut être obtenu ; L_{max} = taille maximale atteinte durant cette période et M=matures ; n = effectif extrapolé à la capture totale ; n=24228.	109
Figure 33. Pourcentages annuels de juvéniles, d'individus matures, d'individus à la taille optimale et de super-reproducteurs de <i>Pomatomus saltatrix</i> dans les captures de pêche commerciale de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal.	110
Figure 34. Fréquences de taille d' <i>Argyrosomus regius</i> débarqué de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal. L_{50} = taille à la première maturité sexuelle ; L_{opt} = gamme de taille où le rendement maximal peut être obtenu ; L_{max} = taille maximale atteinte durant cette période ; Jv=juvéniles, M=matures, O=taille optimale et SR=super-reproducteurs ; n= effectif extrapolé à la capture totale ; n=97871... ..	111
Figure 35 : Ajustement d'un modèle GLM avec distribution gaussienne pour les CPUE positives de <i>Mugil cephalus</i> dans le jeu de données de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.....	120
Figure 36 : Distribution en (a) histogramme et en boîte à moustache des CPUE de <i>Mugil cephalus</i> suivant (b) les années, (c) le port de pêche, (d) la catégorie d'engins de pêche, (e) la bathymétrie et (f) l'effort de pêche.	121
Figure 37 : Évolution de l'abondance (IA = Indice d'abondance) du stock de <i>Mugil cephalus</i> estimée à partir de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.....	122
Figure 38 : Ajustement d'un modèle GLM avec distribution gaussienne pour les CPUE positives d' <i>Argyrosomus regius</i> dans le jeu de données de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.	123
Figure 39 : Distribution en (a) histogramme et en boîte à moustache des CPUE d' <i>Argyrosomus regius</i> suivant (b) les années, (c) le port de pêche, (d) la catégorie d'engins de pêche, (e) la saison, (f) la bathymétrie et (g) l'effort de pêche.....	125
Figure 40 : Évolution de l'abondance (IA = Indice d'abondance) du stock d' <i>Argyrosomus regius</i> estimée à partir de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.....	125
Figure 41 : Ajustement d'un modèle GLM avec distribution gaussienne pour les CPUE positives de <i>Pomatomus saltatrix</i> dans le jeu de données de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.	126
Figure 42 : Distribution en histogramme (a) en boîte à moustache des CPUE de <i>Pomatomus saltatrix</i> suivant (b) les années, (c) le port de pêche, (d) la catégorie d'engins de pêche, (e) la saison, (f) la bathymétrie et (g) l'effort de pêche.....	128
Figure 43 : Évolution de l'abondance (IA = Indice d'abondance) du stock de <i>Pomatomus saltatrix</i> estimée à partir de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.....	129

Figure 44 : Répartition des années en fonction des captures par engins de pêche (en ligne les années, en colonnes les engins de pêche et en valeurs de croisement, les captures).....	135
Figure 45 : Boxplot de l'indice d'abondance estimé à partir de données de pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990 à 2008 (b) entre différentes périodes de pêche sur la Grande côte du Sénégal ($p=0,0016$: pêche commerciale et $p=0,045$: campagnes scientifiques).....	143
Figure 46 : Évolution du niveau trophique moyen des communautés de poissons sur la Grande côte du Sénégal estimé à partir des captures de la pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990 à 2008 (b).....	144
Figure 47 : Boxplot des niveaux trophiques annuels moyens estimés à partir de données de pêche commerciale (a) et de campagnes scientifiques (b) entre différentes périodes de pêche sur la Grande côte du Sénégal. $p=0,0004$: pêche commerciale et $p= 0,372$: campagnes scientifiques.	144
Figure 48 : Évolution annuelle du niveau trophique moyen et des captures totales estimées à partir de données de pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990 à 2008 (b) et des proportions d'espèces pélagiques et démersales (c) sur la Grande côte du Sénégal. NT = niveau trophique.....	145
Figure 49 : Spectres trophiques des communautés de poissons estimées à partir de captures de pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990-2008 (b) entre différentes périodes de pêche sur la Grande côte du Sénégal.....	146

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Types de données utilisées : données environnementales et données de pêche (pêche commerciale et pêche scientifique). NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration : http://las.pfeg.noaa.gov) ; IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer : http://www.brest.ird.fr/us191/valorisation/obssat/aos.php).....	48
Tableau 2 : Campagnes de chalutages effectuées de 1990 à 2008 sur la côte nord du Sénégal. LS = navire océanographique <i>Louis Sauger</i> ; ID = <i>Itaf Dème</i> ; Valeurs entre parenthèse = numéro du code de campagne.....	49
Tableau 3 : Nombre (N) et tailles minimales (Lmin) et maximales (Lmax) des individus échantillonnés chez <i>Mugil cephalus</i> , <i>Mugil capurrii</i> , <i>Argyrosomus regius</i> et <i>Pomatomus saltatrix</i> en mer (Grande côte) et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.....	82
Tableau 4 : Synthèse de différents résultats obtenus sur les périodes de reproduction du mullet jaune <i>Mugil cephalus</i>	94
Tableau 5 : Synthèse de différents résultats obtenus sur la taille de première maturité sexuelle de <i>Mugil cephalus</i>	95
Tableau 6: Tailles de première maturité sexuelle (L_{50}), tailles optimales $\pm 10\%$ (L_{opt}), tailles maximales (L_{max}), taille infinie (L_{∞}), coefficient de croissance (K), mortalité naturelle (M) des trois espèces étudiées de 2004-2009 pour <i>Pomatomus saltatrix</i> et <i>Argyrosomus regius</i> et 2010-2011 pour <i>Mugil cephalus</i> . Les valeurs de K et M proviennent de Fishbase. * : valeurs calculées à partir des équations empiriques de Froese et Binohlan (2000).....	105
Table 7. Pourcentages annuels de juvéniles, d'individus à la taille optimale et de super-reproducteurs d' <i>Argyrosomus regius</i> dans les captures de pêche commerciale de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal.	112
Tableau 8. Paramètres de croissance de Von Bertalanffy déterminés chez <i>Mugil cephalus</i> , <i>Argyrosomus regius</i> et <i>Pomatomus saltatrix</i> dans différentes zones.	113
Tableau 9. Synthèse des résultats de l'état d'exploitation des stocks du mullet jaune (<i>Mugil cephalus</i>), de la courbine (<i>Argyrosomus regius</i>) et du tassergal (<i>Pomatomus saltatrix</i>) et recommandations.....	116
Tableau 10 : Modélisation GLM des CPUE de <i>Mugil cephalus</i> (source : données de pêche artisanale CRODT de 1990 à 2009).....	119
Tableau 11 : Modélisation GLM des CPUE d' <i>Argyrosomus regius</i> (source : données de pêche artisanale CRODT : 1990-2009).	123

Tableau 12 : Modélisation GLM des CPUE de <i>Pomatomus saltatrix</i> (source : données de pêche artisanale CRODT : 1990-2009)	126
Tableau 13 : Dominance et indices de diversité estimés à partir des captures de pêche commerciale entre les périodes 1990-1999 et 2000-2009 et à partir de données de campagnes scientifiques entre les périodes 1990-1999 et 2000-2008 sur la Grande côte du Sénégal (t = Bootstrap test ; ns = non significatif ; * significatif à 0,05; ** significatif à 0,01; *** significatif à 0,001).....	147
Tableau 14. Proportions des espèces dominantes dans les captures et leurs niveaux trophiques (NT) sur deux périodes de pêche (1990-1999 et 2000-2009) sur la Grande côte du Sénégal.....	148

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. Cadre conceptuel de l'étude

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du Projet d'Appui à la Gestion de la Pêche Artisanale Transfrontalière (PARTAGE) de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) de Mauritanie en partenariat avec l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), la Direction des Pêches Maritimes (DPM) du Sénégal et le (Centre de Recherches Océanographiques de Dakar Thiaroye (CRODT) et également dans le cadre du programme de Gestion Durables des Ecosystèmes et des Ressources du CRODT. Le projet est relatif d'une part à la mise en place d'un système d'exploitation durable des ressources halieutiques et d'autre part à la gestion concertée des stocks transfrontaliers de mulets jaune (*Mugil cephalus*) et noir (*Mugil capurrii*), de courbine (*Argyrosomus regius*) et de tassergal (*Pomatomus saltatrix*), partagés entre le Sénégal et la Mauritanie. Le présent travail apporte une contribution aux objectifs du projet PARTAGE en mettant à disposition des informations sur la bio-écologie de ce groupe d'espèces au niveau de la Grande côte du Sénégal. Il va également contribuer à la détermination d'indicateurs biologiques, au niveau population et au niveau peuplement, opérationnels pour une gestion durable des stocks. Le choix de la Grande côte du Sénégal est justifié par le cahier des charges du Projet PARTAGE. En effet, dans son objectif d'assurer une exploitation durable des ressources halieutiques à travers un système cohérent de gestion concertée, la génération d'informations fiables sur la biologie et l'état des ressources est indispensable dans la formulation de plan d'aménagement au profit d'une gestion rationnelle et durable des ressources halieutiques. Le présent projet de thèse concerne la partie sénégalaise du Projet PARTAGE et intègre les objectifs du projet.

2. Contexte et problématique

Depuis très longtemps, les écosystèmes marins ont été exploités (Bundy *et al.* 2010). La forte demande en produits halieutiques par la population mondiale comme source de protéines animales a entraîné au niveau de la pêche une augmentation des captures totales. Les pêches de capture (tout type de prélèvement de ressources vivantes présentes naturellement tant dans des environnements marins que d'eau douce) et l'aquaculture ont produit en 2006 environ 110 millions de tonnes de poissons destinés à l'alimentation (FAO, 2008a). En effet, certaines pêcheries sont passées d'une activité de subsistance à une activité commerciale. Cette forte

tendance d'exploitation des ressources halieutiques par la pêche (Laloë & Samba 1990 ; Caverivière 1994 ; Gascuel 1994 ; Laë 1997 ; Pech & Laloë 2001 ; Albaret & Laë 2003 ; Worms & Myers 2003 ; Cury & Morand 2004) a attiré depuis longtemps l'attention des gestionnaires et de la communauté scientifique qui prônent la préservation à long terme des stocks exploités. A cet effet, des modèles de gestion des pêcheries ont été élaborés. Ces modèles étaient basés sur l'évaluation des pêcheries par des méthodes classiques d'analyses : modèles globaux (Schaefer 1967 ; Fox 1970), méthodes analytiques de rendement par recrue (Beverton & Holt 1957) et modèles de stock-recrutement (Ricker 1954). En dépit de ces outils de gestion, il y a une surexploitation de la majorité des ressources exploitées dans le monde et une dégradation croissante des écosystèmes marins (Garcia *et al.* 1999 ; Hall 1999 ; Laubier 2003 ; Leclerc 2009).

La reconnaissance de l'échec de la gestion des pêches au niveau mondial par une grande partie de la communauté scientifique (Jackson *et al.* 2001 ; Srinivasan *et al.* 2012 ; Sumaila *et al.* 2012) et de nombreuses institutions, instances gouvernementales, organisations non gouvernementales et intergouvernementales (UE, 2001 ; FAO, 2002 ; OCDE, 2003) suscite l'intérêt de développer des modèles multispécifiques et écosystémiques. L'utilisation des indicateurs (Cabell & Oelofse 2012) décrivant les propriétés essentielles des écosystèmes facilitera l'établissement de points de référence ou trajectoires de référence (Link *et al.* 2002 ; Jennings & Dulvy 2005 ; Rochet *et al.* 2005 ; Large *et al.* 2013) indispensables aux prises de décision dans la gestion des ressources. En effet, en octobre 2001, la Conférence de la FAO sur les Pêches Responsables dans les Ecosystèmes Marins à Reykjavik (Islande) a fait ressortir la nécessité d'une démarche plus globale pour la gestion des écosystèmes connue sous l'appellation d'« Approche Écosystémique des Pêches » (Garcia *et al.* 2003). Le but de cette approche est d'« équilibrer divers objectifs sociétaux en prenant en compte les connaissances et les incertitudes concernant les composantes biotiques, abiotiques et humaines de l'écosystème et leurs interactions et d'appliquer une approche intégrée aux pêcheries » (FAO, 2003). Dans ce contexte, la gestion des écosystèmes telle que préconisée par l'approche écosystémique des pêches nécessite un transfert de l'objet d'étude, en passant de la population exploitée à l'ensemble de l'écosystème marin (Chassot 2005). A cet effet, il y a un vif intérêt à fournir un aperçu de l'évolution des écosystèmes exploités à l'aide d'indicateurs simples et disponibles par une évaluation de l'état des ressources qui les peuplent et qui sont soumis à de fortes pressions de pêche (Jouffre *et al.* 2010 ; Shin *et al.* 2010). Cependant, une des difficultés rencontrées par la communauté scientifique aux prises avec

l'approche écosystémique des pêches est de proposer un ensemble générique de synthèse des indicateurs écologiques, qui reflètent les effets de la pêche sur les écosystèmes marins, et qui pourrait soutenir la communication et des pratiques saines de gestion des écosystèmes (Shin & Shannon 2010). Néanmoins, les indicateurs d'état des écosystèmes et les tendances récentes sont nécessaires pour évaluer les effets de la pêche sur les écosystèmes marins et aquatiques (Shannon *et al.* 2010).

Au Sénégal, la pêche joue un rôle socio-économique considérable, à l'image de la plupart des pays côtiers ouest africains (FAO, 2008b). Elle constitue le premier secteur de l'économie sénégalaise de par sa contribution à la croissance économique. Elle génère des devises, crée des emplois (15 % de la population totale active) et constitue la principale source de protéine animale (75%) dans l'alimentation de la population (Kébé 2008). Elle constitue en cela un élément important du dispositif de lutte contre la pauvreté. Avec 301 milliards FCFA de chiffre d'affaires en 2011, la pêche maritime contribue au PIB réel et aux recettes d'exportation respectivement pour 1,3% et 12,3% (ANDS, 2011). Ces atouts économiques et sociaux résultent en grande partie de la dynamique du sous-secteur de la pêche artisanale (Ferraris & Samba 1992 ; Fall *et al.* 2006) assure environ 90% des mises à terre et contribue pour près de 60% aux quantités de produits exportés. Cela a pour conséquence une intensification de la pression de pêche exercée sur la ressource, compromettant ainsi la durabilité des stocks exploités et le fonctionnement de l'écosystème marin. En effet, en 2011 les débarquements de la pêche artisanale étaient de 416 678 tonnes contre 407 029 tonnes en 2010 (ANSD, 2011).

La pêche artisanale au niveau de la Grande côte et du fleuve Sénégal en particulier est très dynamique (Fall *et al.* 2006 ; Fall 2009) et très complexe par son caractère multi-spécifique, multi-engin et multi-stratégique (Laloë & Samba 1990 ; Ferraris & Samba 1992 ; Charles-Dominique 2008). A cela, s'ajoute son exploitation à la fois par des autochtones et des migrants. Elle s'inscrit également dans un contexte environnemental très variable. Cependant, même s'il existe des travaux portant sur des études d'impact de la pêche sur l'état des écosystèmes (Piet & Jennings 2005 ; Blanchard *et al.* 2010 ; Bundy *et al.* 2010 ; Jouffre *et al.* 2010 ; Shin *et al.* 2010 ; Smith *et al.* 2011 ; Pikitch 2012), celles ayant intégré dans leur évaluation les conditions environnementales du milieu sont moins nombreuses (Chavez *et al.* 2008 ; Shannon *et al.* 2009 ; Link *et al.* 2010 ; Shannon *et al.* 2010, Large *et al.*, 2013). En effet, la question qui se pose aujourd'hui est : est-ce que l'élaboration de plan d'aménagement

des pêcheries pourra se baser uniquement sur l'évaluation de l'état des écosystèmes par des indicateurs d'impact de pêche sans tenir compte des conditions environnementales ? C'est d'autant plus important qu'il a été montré que les effets environnementaux jouent un rôle majeur dans la dynamique des communautés (Mutshinda *et al.* 2009 et 2011).

Le présent travail permettra de détecter l'impact de la dynamique de la pêche et de la variabilité des conditions environnementales sur la structure des peuplements de poissons au sein de l'écosystème et sur l'état des stocks exploitées. Ces changements seront traduits par des indicateurs biologiques, halieutiques qui pourront servir aux décideurs dans les prises de décision relatives à l'aménagement des pêcheries et à la gestion des ressources.

3. Objectifs et Approche

3.1. Définitions

Selon la FAO (2001), la moitié des populations marines est exploitée au maximum et un quart est surexploité ou épuisé. Jusqu'ici, les seules préconisations pour permettre aux stocks de poissons de se reconstituer, consistaient à diminuer ou à arrêter la pêche des espèces cibles par le système « des quotas » ou à diminuer l'effort de pêche par « des plans de sortie de pêche ». Cette approche qui traite les problèmes de façon sectorielle ne prend pas en compte d'autres facteurs comme les rejets des prises accessoires, la destruction des habitats, la pollution, l'aménagement des zones côtières, le changement climatique etc. Tous ces facteurs peuvent contribuer à l'épuisement des stocks en modifiant l'écosystème et en se combinant à l'impact de la pêche. La pêche ne peut être conçue isolément, elle doit être considérée dans un ensemble qui tient compte des interactions qu'elle entretient avec l'environnement et les autres activités humaines. C'est pourquoi les scientifiques et les gestionnaires ont adopté l'approche écosystémique qui consiste à dépasser les limites des méthodes de gestion traditionnelles des ressources halieutiques. Cette approche est basé sur l'utilisation des divers outils d'évaluation des ressources dont les indicateurs (Laë *et al.* 2004 ; Cury & Christensen 2005 ; Greenstreet & Rogers 2006 ; Shin *et al.* 2010 ; Shin & Shannon 2010 ; Shannon *et al.* 2010). Il existe diverses définitions des indicateurs selon les auteurs (Garcia *et al.* 1999 ; Lacroix *et al.* 2005 ; Douget *et al.* 2006 ; Rochet *et al.* 2007 ; Heink & Kowarik, 2010) et les institutions (EPA, 1972 ; OCDE, 1993 ; FAO, 2001 ; OCDE, 2004).

En guise de rappel, « *les indicateurs sont des outils qui permettent de donner une description simple, quantitative ou qualitative, de phénomènes ou de systèmes complexes* »

(Lacroix *et al.* 2005). La FAO (2001) définit un indicateur comme étant une « *variable, signal ou indice se rapportant à un critère donné et dont les fluctuations révèlent les variations des éléments déterminants de la durabilité dans l'écosystème, la ressource halieutique ou le secteur des pêches, le bien-être écologique et social* ».

Une certaine convergence d'approche est notée aussi bien dans le formalisme que dans le but assigné aux indicateurs au niveau des différentes définitions. Au vu des définitions disponibles dans les revues scientifiques, un indicateur peut être défini comme un signal qui traduit de manière simple, nette et utile l'état de phénomènes ou de systèmes complexes.

Les indicateurs permettent de raccorder les objectifs avec l'action entreprise. Ils ont pour but de favoriser la communication et l'efficacité des décisions (FAO, 2001). En d'autres termes, ils peuvent être considérés comme une source de langage facile entre les écosystèmes et les décideurs, afin de rendre efficace les décisions à entreprendre dans le cadre de l'aménagement des ressources.

L'utilité des indicateurs dans la détection des changements des écosystèmes dépend de trois critères principaux : la disponibilité des données pour estimer l'indicateur (mesurabilité), la capacité de détecter les modifications d'un écosystème (sensibilité), et la capacité de lier le dit changement d'un indicateur comme une réponse à une intervention connue ou de pression (spécificité), (OCDE, 1993 ; Maurizi & Verrel 2002 ; Link *et al.* 2010). La réponse de l'indicateur est jugé en terme de *pertinence* (lien avec l'effet évalué), d'*efficacité* (fiabilité en termes de précision, d'exactitude avec le risque de faire une évaluation fausse), de *performance* (capacité à détecter et/ou à prévoir des tendances) (Rochet & Trenkel 2003 ; Fulton *et al.* 2005 ; Rochet *et al.* 2005 ; Trenkel *et al.* 2007).

Dans le processus d'élaboration d'indicateurs (Figure 1), la prise en compte des objectifs assignés par la demande d'indicateurs d'une part, et la portée que l'on souhaite attribuer à l'indicateur dans sa fonction d'information, d'autres part, sont fondamentales (Linton & Warner 2003 ; Lucas 2004 ; Degnbol 2005 ; Link 2005 ; O'Boyle *et al.* 2005 ; Heink & Kowarik, 2010). Il n'existe donc pas d'indicateur universel. Il est ainsi nécessaire de développer des indicateurs à la fois pertinents, simples et adaptés au contexte de chaque pêcherie (Kantoussan 2007).

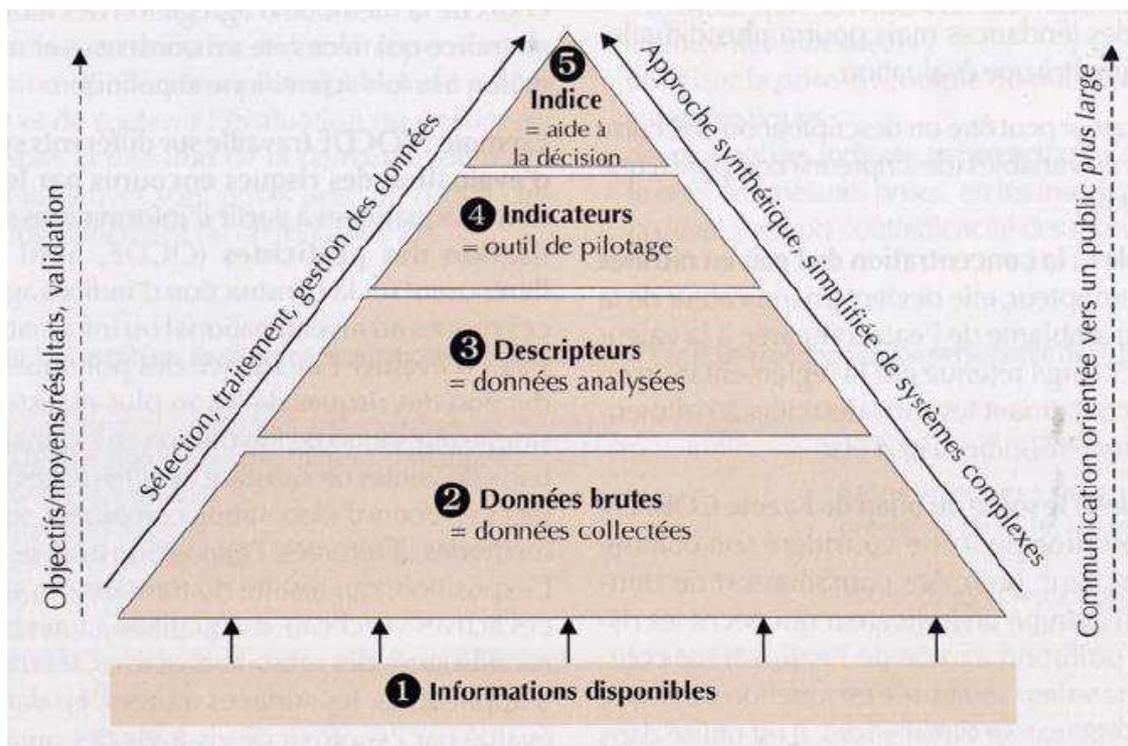


Figure 1 : Schéma de conception d'indicateurs (source : Lucas, 2004)

Les indicateurs sont utilisés dans diverses disciplines : en économie (Allen 2001) ; en socio-économie des pêches (Kuster *et al.* 2005), en agronomie (Hauser *et al.* 2005), en écologie (Adams 2002 ; Bianchi *et al.* 2003 ; Shin *et al.* 2005 ; Trenkel *et al.* 2007 ; Blanchard *et al.* 2010 ; Link *et al.* 2010 ; Shannon *et al.* 2010).

3.2. Bio-indicateurs

Les bio-indicateurs sont des indicateurs basés sur une composante vivante de l'écosystème, dont les fluctuations sont étudiées afin de rendre compte de l'état de l'environnement et des impacts écologiques (Linton & Warner 2003 ; Ayllón *et al.* 2012). Au vu de l'intérêt que suscite cet outil dans l'évaluation de l'état des écosystèmes, des indicateurs biologiques sont développés partout dans le monde : en Afrique (Whitfield & Elliot 2002 ; Harrison & Whitfield 2004 ; Laë *et al.* 2004), en Amérique (USEPA 2000), en Europe (Borja *et al.* 2000 ; Salas *et al.* 2004) ou dans des cadres plus globaux comme la FAO (2001) et l'OCDE (2004).

L'approche par bio-indicateurs est une méthode de bio-évaluation approuvée par la communauté scientifique. Cette approche utilise la réponse des organismes aquatiques à la fois comme intégrateurs des effets du stress et comme indicateurs de réponse sensibles de la santé environnementale. Cette approche intégrée consiste à mesurer une suite de certaines

réponses biologiques et écologiques à différents niveaux d'organisation ; allant de l'échelle moléculaire à l'échelle de communauté ((Figure 2) Adams & Greeley (2000)).

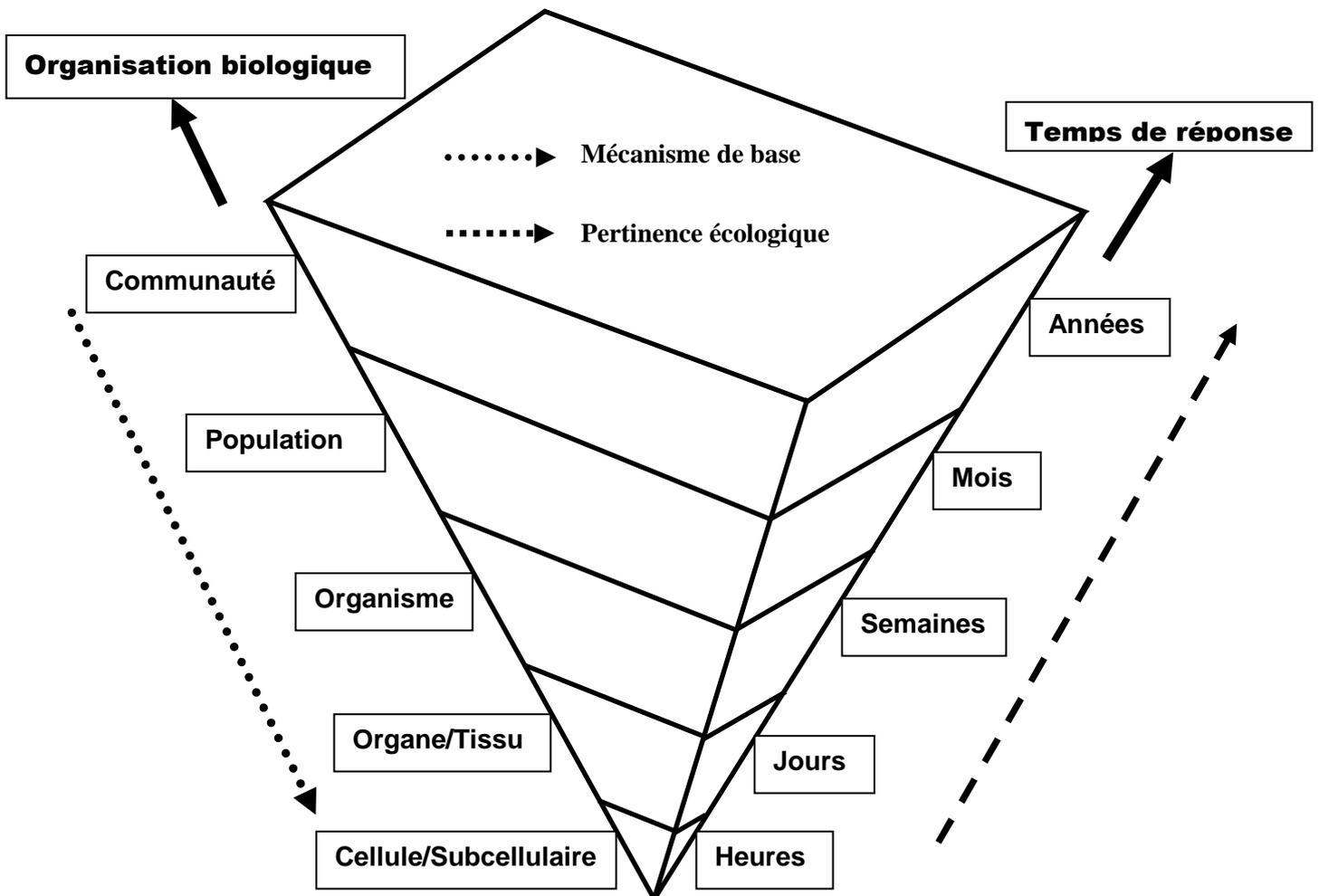


Figure 2 : Niveaux d'organisation biologique, échelle de réponse et pertinence écologique des indicateurs (*modifié* d'après Adams & Greeley 2000).

3.3. Indices de diversité

Les différents indices de diversité actuellement utilisés permettent d'étudier la structure des peuplements en faisant référence ou non à un cadre spatio-temporel concret. Ils permettent d'avoir rapidement, en un seul nombre, une évaluation de la biodiversité du peuplement. Toutefois, leur caractère synthétique peut s'avérer être un handicap dans la mesure où il masque une grande partie de l'information (Grall & Hily 2003). Cependant,

l'utilisation à la fois d'indices et d'indicateurs dans l'étude de la structure des peuplements est une bonne perspective pour compenser ce gap.

CHAPITRE 1 : CONTEXTE PHYSIQUE, ENVIRONNEMENTAL, BIOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE

1. Cadre physique et environnemental

Une présentation générale du plateau continental sénégal-mauritanien a été faite par Domain & Le Bouille (1976) (dont les cartes ont été publiées par Domain (1977, 1985)) puis reprise par Champagnat *et al.* (1983), et Laloë & Samba (1990). Nous rappelons ici les grandes lignes en ce qui concerne la Grande côte.

1.1. Topographie

Le Sénégal dispose d'un plateau continental de superficie d'environ 28 700 km² sur un littoral maritime de 718 km de côte, entre 12°N et 17°N, réputé parmi les plus poissonneuses au monde. Le plateau continental sénégalais est divisé en deux parties situées de part et d'autre du Cap-Vert (14°55'N) : une partie Sud (Petite côte, Sine Saloum et Casamance) et une partie Nord (Grande côte) qui s'étend de Dakar à Saint-Louis.

De par sa topographie (étroite et orientée N-NE, présence de la fosse de Kayar), Le plateau continental du littoral de la Grande côte couvre 6 500 km². Il se caractérise par une restriction de sa largeur de Saint-Louis au Cap-Vert. En effet de 27 milles nautiques au large de Saint-Louis il se réduit à 5 milles au niveau de la presqu'île du Cap-Vert.

Les fonds sont accidentés et un canyon sous-marin (fosse de Kayar (15° N)) coupe le plateau sur toute sa largeur ; provoquant une inflexion matérialisée par la ligne de virage observée au niveau du village de Kayar. Elle a une profondeur d'environ 3 300 m et une largeur maximale de 9 km (Dietz *et al.* 1968 ; Barry-Gérard 1990). Les fonds sont de nature sableuse ou sablo-vaseuse avec une importante zone vaseuse au niveau du fleuve Sénégal (Domain 2000).

1.2. Hydroclimatologie

La Grande côte se caractérise par des conditions hydroclimatiques et écologiques particulières (Fréon 1988). La Grande côte est la plus instable du littoral sénégalais avec une forte houle qui accentue la présence de la barre.

Elle se caractérise par l'alternance de deux saisons. Une saison froide (novembre-mai) pendant laquelle les alizés exercent leurs actions. Les températures sont de l'ordre de 16°C à 18°C et les salinités de 35,5 à 36 (eaux froides et salées) (Rébert 1983). Une saison chaude

(juin-octobre) correspondant à la période de la mousson. Au cours de cette dernière saison la température de l'eau de surface varie entre 18 et 20° C et la salinité diminue jusqu'à 35.

Sous l'action du courant des Canaries, une résurgence de surface (ou upwelling) d'eau froide profonde et riche en sels nutritifs se développe sur le plateau continental. Son intensité est modulée par la force et la direction du vent, par la topographie de la côte et du plateau continental et par les caractéristiques océaniques environnantes.

La résurgence des eaux froides riches en éléments nutritifs (upwelling) sous l'effet des fluctuations hydroclimatiques, favorise l'accroissement de la production primaire et donc par conséquent de la production secondaire (Demarcq & Samb 1991 ; Demarcq 1998). Au niveau de la Grande côte, cette productivité saisonnière régule l'abondance et la disponibilité des ressources maritimes (Cury & Roy 1991).

2. Dynamique de l'exploitation et état de la ressource

La pêche artisanale sénégalaise a connu depuis quelques années une grande expansion, notamment avec l'utilisation des moteurs à bord, qui confère une plus grande mobilité et une autonomie aux pirogues et avec l'apparition de types de pêches mieux adaptées à la capture des espèces-cibles (Diouf 1980).

Pratiquée surtout en mer, dans les estuaires et les fleuves, la pêche artisanale sénégalaise est marquée par son hétérogénéité structurelle (Laloë & Samba 1990 ; Ferraris & Samba 1992 ; Barry-Gérard *et al.* 1993 ; CRODT, 2005 ; Kane *et al.* 2008 ; Niang 2009). Activité traditionnelle, elle était essentiellement pratiquée par les communautés côtières dont, les Guet Ndariens, les Lébous, et les Nyominka. Cependant avec l'essor socioéconomique important du secteur de la pêche et la dégradation des conditions d'exercice de l'agriculture et de l'élevage, la pêche artisanale constitue actuellement une attraction d'une multitude de communautés d'origines diverses (lébou, sérère, nyominka, socé, tioubalo, toucouleur, wolof etc.). Il s'en est suivi ainsi un surinvestissement dans le secteur de la pêche. Les unités de pêche artisanale maritime sont constituées par un élément central permanent (la pirogue) et par des engins de pêche.

2.1. Parc piroguier

La pirogue est une embarcation en bois, dont la quille est généralement taillée dans un tronc d'arbre sur lequel sont rajoutées des bordées. Les pirogues avec ou sans moteurs hors-

bords, ont des longueurs variant entre 6 et 20 mètres (Seck 1980). La modernisation a entraîné la motorisation de 90% de la flotte de pêche artisanale (pirogues) ; l'apparition de bateaux plus longs, - jusqu'à 22 m -, aménagées avec des caisses frigorifiques ; l'introduction de nouvelles techniques de pêche et l'exploitation de nouvelles espèces.

2.2. Types de pêche

Différentes stratégies et tactiques de pêche (Fall *et al.* 2006) ont été développées en fonction de l'écologie et l'éthologie des espèces ciblées et de leur valeur commerciale. Les techniques les plus usuelles sont brièvement décrites à partir de récents travaux de synthèse effectués par le CRODT (2005).

2.2.1. Senne tournante et coulissante

La senne tournante mesure entre 250 et 300 mètres pour une chute de 40 mètres. La pêche se pratique habituellement avec deux pirogues. La plus petite, 12 à 15 mètres, porte le filet. Elle permet d'encercler le banc de poissons en le doublant dans la direction où il se déplace. La manipulation de la coulisse permet de fermer le filet en forme de poche dans la partie inférieure. Le poisson est alors écopé à l'aide de grandes épuisettes par les nombreux pêcheurs à bord de la deuxième pirogue qui est plus grande (jusqu'à 20 mètres) et peut embarquer entre 10 et 20 tonnes de poisson. Elle est communément appelée pirogue porteuse.

2.2.2. Filet maillant encerclant

Le filet maillant encerclant est constitué de nappes de filets flottantes de longueur variant entre 250 et 450 mètres pour une chute de 10 à 12 mètres. Les pêcheurs encerclent le banc de poissons repéré à la surface de l'eau (Clupéidés en général). Les poissons se maillent dans les filets en tentant d'échapper au resserrement du cercle. Le filet est ensuite halé dans la pirogue et les poissons sont démaillés un à un.

2.2.3. Senne de plage

La senne de plage est un filet manœuvrée de façon collective depuis la plage sans aucune autre source d'énergie que la puissance musculaire des pêcheurs. La senne de plage mesure en moyenne 300 à 400 mètres, mais les plus grandes peuvent atteindre 1 500 mètres. La chute du filet varie de 10 à 20 mètres dans la partie centrale. Quand un banc de poissons est détecté à vue, un groupe de pêcheurs tient l'un des bras de la senne de plage tandis qu'un autre, dans

une pirogue propulsée à la pagaie, mouille la senne en encerclant le banc. Une fois le banc encerclé, la pirogue revient et la senne est alors halée sur la plage.

2.2.4. Filet dormant

Le filet dormant est constitué par l'assemblage de plusieurs nappes dont la longueur, la chute et la dimension des mailles dépendent des espèces recherchées. Ces variations, notamment celles du maillage, sont liées aux stratégies des pêcheurs qui, dans la plupart des cas confectionnent leurs propres filets. Très utilisé à Saint-Louis, le filet dormant apparaît aujourd'hui comme l'un des engins les plus employés de la pêche artisanale. Il ne nécessite ni beaucoup d'effort, ni beaucoup de carburant, car les lieux de pêche sont situés près de la côte. Il peut cibler une grande diversité d'espèces.

2.2.5. Trémail

Le trémail peut apparaître comme une variante du filet dormant. En effet, il s'agit d'un engin composé de trois filets parallèles reliés à la base et au sommet. Le filet interne est plus long et de maille plus fine que les deux filets extérieurs qui sont de même maillage. Il est posé de la même manière que le filet dormant et il est surtout destiné à la capture de la seiche. Toutefois, certaines espèces de poisson peuvent être capturées en se maillant dans le filet.

2.2.6. Casier

Le casier le plus couramment utilisé est caractérisé par une armature en fer de forme parallélépipédique d'environ 1,20 m de longueur, 80 cm de hauteur et 80 cm de largeur. Il comporte deux ouvertures circulaires, chacune placée sur un côté du piège. Le casier est utilisé pour la pêche de la seiche. Pratiquée surtout sur la Petite Côte, son usage comporte des inconvénients liés notamment à l'encombrement du piège, à son instabilité, à la corrosion marine qui limite sa durée de vie et à ses entrées qui blessent les seiches capturées dépréciant ainsi leur qualité et donc leur valeur.

2.2.7. Ligne normale ou palangrotte

La pêche à la ligne normale est un des métiers les plus anciennement pratiqués par les pêcheurs sénégalais lébous et Guet Ndarariens. Parmi les espèces principalement visées par cette technique il y a le thiof (*Epinephelus aeneus*), le pageot (*Pagellus bellottii*), le tassergal (*Pomatomus saltatrix*), le chinchard jaune (*Decapterus rhonchus*), la sériole (*Seriola spp.*). La

ligne à main classique ou palangrotte est constituée d'un fil de nylon de diamètre et de longueur variables. Elle est munie en général de 1 à 5 avançons portant des hameçons. Le fil est lesté de plomb. En fonction des espèces recherchées, deux types de lignes peuvent être distingués :

- les lignes simples de fond utilisées pour les poissons démersaux. Elles sont appâtées, généralement avec des sardinelles. La taille des hameçons dépend de celle de l'espèce ciblée ;
- la turlutte comprend deux parties : un jeu d'hameçons (4 à 8) disposés en couronne et un leurre de couleur variable. Avec une longueur variant généralement entre 10 et 15 cm, la turlutte est utilisée essentiellement pour la pêche de la seiche et du poulpe.

2.2.8. Palangre

La palangre est utilisée par les pirogues emportant des cales à glace (pirogues glacières). Elle mesure en moyenne 500 mètres et comportent une ligne maîtresse faite de cordage ou de tresses bitumées. Elle est lestée à chaque extrémité, et entre les extrémités sont posés des avançons munis d'hameçons. La distance entre les avançons ainsi que la taille des hameçons dépendent des espèces ciblées. Ce mode d'exploitation permet de pêcher des espèces de grande taille plus prisées sur le marché sénégalais et pour l'exportation.

2.2.9. Filets maillants dérivants

Il existe deux types de filets maillants dérivants : les filets maillants dérivants de surface (FMDS) ou *félé félé* et les filets maillants dérivants de fond (FMDF) ou *yolal*. Ces filets diffèrent en fonction des zones de pêche et des espèces ciblées. La technique de pêche est simple. En général, l'engin est manœuvré par deux personnes à partir d'une pirogue. Le filet, fermement attaché à la pirogue par l'intermédiaire du cordage principal, dérive simplement du fait du courant d'eau. Il faut signaler que la pêche au FMDS est quelquefois pratiquée à pied. Les FMDF qui opèrent en mer ont une longueur de 500 à 1 000 m alors que ceux qui pêchent en milieu estuarien font au maximum 100 m de long. Les barracudas (*Sphyraena barracuda*) sont les principales espèces ciblées mais d'autres espèces sont aussi capturées.

2.2.10. Épervier

L'épervier est un filet de forme conique simple monté généralement sans anneaux. Il est utilisé toute l'année dans les bolons, les bras de mer et les passes. La pêche se pratique soit à

ped, soit à l'aide d'une petite embarcation de 7 à 8 m propulsée à l'aide de perche ou de pagaie par un pêcheur assisté d'un rameur. Suivant l'espèce ciblée et le type de montage, on distingue les éperviers à mulets, les éperviers à ethmaloses et les éperviers à tilapies.

2.2.11. Les filets à crevette

- Le *filet fixe* à crevette est utilisé exclusivement en milieu estuarien, le filet fixe à crevette est un filet en forme de poche allongée dont la longueur est variable. Plus la force du courant est grande, moins le filet est grand. La longueur de la nappe est de 11,20 m, la profondeur de 9,20 m et le maillage de 22 mm. A l'ouverture en pêche, la largeur est de 7,70 m et la hauteur de 1 m. Les engins sont utilisés par paire sur une pirogue et maintenus sur deux perches horizontales perpendiculairement à l'axe de l'embarcation et de part et d'autre de celle-ci. Dans les zones moins profondes, ces filets peuvent être fixés sur deux pieux enfoncés dans la vase.

- Le *killi* est un filet en forme de poche allongée, maintenu ouvert pendant la pêche par deux bâtons d'une longueur approximative de 1,50 m et tenu par deux hommes qui plongent dans l'eau jusqu'à la poitrine. La poche a une longueur de 5 à 10 m avec une ouverture horizontale de 2,50 m et une verticale de 1,50 m. Ce type de pêche se pratique à pied dans les estuaires durant la marée descendante. Les deux pêcheurs tendent le filet en tenant chacun une perche. Ils se déplacent en sens contraire du courant de marée et capturent ainsi les crevettes (*Penaeus notialis*) par filtration de l'eau. Des juvéniles de poissons sont aussi fréquemment pêchés avec cette engin.

2.2.12. Les combinaisons d'engins de pêche ou mixité

En raison de la raréfaction des espèces halieutiques, les pêcheurs ont trouvé une alternative basée sur la combinaison de différents engins de pêche. Celle-ci est facilitée par la polyvalence des pêcheurs qui peuvent travailler aisément avec le filet dormant, le casier, la turlutte, la palangre et la palangrotte. Les cas de mixités permanentes tournent autour de trois principaux types de pêche : le filet dormant à sole, le filet dormant à yeet et la ligne-casier-seiche. En ce qui concerne les mixités irrégulières, le cas le plus important est celui associant le filet dormant à yeet et la ligne poulpe. Pendant la période de pêche du poulpe, la ligne poulpe est souvent combinée avec les autres types de pêche. Sur la Grande côte les cas de

mixité les plus observés sont relatifs aux combinaisons palangre et palangrotte, ligne normale et ligne rhinobatos, ligne normale et casier à seiche.

2.3. Débarquements

En termes de volume, la production de la pêche maritime est largement prédominée par la pêche artisanale qui est responsable de 87,6% en moyenne sur la décennie 1997-2007 (Thiao *et al.* 2009). Au cours de cette période, la moyenne des débarquements de la pêche artisanale était de 360 000 tonnes par an. Cette production est essentiellement composée de petits pélagiques, en particulier d'espèces de sardinelles ronde et plate, de chinchards de maquereaux, capturées en grandes quantités par les sennes tournantes (Thiao *et al.* 2009).

3. Gouvernance des ressources halieutiques

3.1. Cadre institutionnel

3.1.1. Ministère chargée de la pêche

Le Ministère chargé de la pêche a pour rôle de définir une politique dans l'exploitation et la gestion des ressources halieutiques. Dans la réalisation de cette tâche, il est appuyé actuellement par six directions qui lui sont attachées et qui sont impliquées dans la gestion des ressources halieutiques. Il s'agit de la Direction des Pêches Maritimes (DPM), de la Direction de la Pêche Continentale (DPC), de la Direction de la Protection et de la Surveillance des Pêches (DPSP), de la Direction de la Gestion et de l'Exploitation des Fonds Marins (DGEFM), de la Direction des Industries de Transformation de la Pêche (DITP) et de la Cellule d'Etude et de Planification (CEP).

- La DPM est chargée de mettre en œuvre la politique définie par le gouvernement dans le domaine de l'exploitation et de la gestion des ressources halieutiques.
- La DPC a pour tâche de développer la pêche continentale et l'aquaculture pour contribuer à diversifier et à améliorer la production de ressources halieutiques.
- La DPSP a pour mission d'assurer la protection et la surveillance de la ZEE afin de veiller au respect de la réglementation en matière de pêches maritimes et continentales.

- La DGEFM est chargée d’assurer l’élaboration et le suivi de la politique en matière de recherche et d’exploitation des fonds marins.
- La DITP a pour mission d’assurer l’élaboration et le suivi de la politique en matière de transformation, de conservation et de commercialisation des produits de la pêche et de l’aquaculture au niveau des industries.
- La Cellule d’Étude et de Planification (CEP), comme son nom l’indique, est chargé de mener des études prospectives et stratégiques et de planifier des actions pour un développement durable de la pêche maritime, de la pêche continentale et de l’aquaculture.

Par ailleurs, le Ministère s’appuie également sur une structure de recherche scientifique : le Centre de Recherches Océanographique de Dakar Thiaroye (CRODT). Le CRODT, intégré dans l’Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA), est sous la tutelle du Ministère de l’agriculture.

Le CRODT a pour vocation de suivre l’évolution des ressources halieutiques et des systèmes d’exploitation, de participer à la formation des politiques et décisions relatives à la gestion rationnelle des stocks et des pêcheries et à l’élaboration de plans d’aménagement au profit d’une optimisation de l’exploitation et d’une valorisation de la production à travers une expertise sur les facteurs bioécologiques, hydroclimatiques, et socio-économiques.

3.1.2. Le Ministère de l’environnement et de la protection de la nature

Afin de mettre en œuvre sa politique de gestion de l’environnement, le Ministère chargée de l’environnement est doté de services publics (Direction des Parcs Nationaux, Direction des Eaux et Forêts, Direction des Chasses et de la Conservation de Sols, Centre de Suivi Écologique) qui l’appuient dans l’exécution de ses objectifs, fondés essentiellement sur la sauvegarde des écosystèmes côtiers et la conservation de la biodiversité.

3.1.3. Les Organisations professionnelles

Il s’agit des organisations de professionnels de la pêche industrielle et artisanale dont l’objectif est de représenter et de défendre les intérêts de leurs membres, d’appuyer le financement, l’aménagement et la protection sociale. Elles sont structurées en :

- organisations nationales : qui se fixent comme objectif d'être des partenaires de l'État pour participer activement à l'élaboration et à la mise en œuvre des politiques de gestion des ressources halieutiques et du développement du secteur de la pêche et de l'aquaculture ;
- organisations locales : à caractère communautaire ou associatif, elles fonctionnent sur la base des valeurs sociales traditionnelles, où la conscience morale assure une harmonie et une confiance qui incitent plus facilement les acteurs à s'engager dans des actions collectives. Elles se fixent comme objectif de trouver un consensus sur les conduites à tenir dans le cadre de l'exploitation des ressources et de la mise en valeur des produits.

3.1.4. Les organisations non gouvernementales

La gestion des ressources halieutiques et le développement de la pêche fait également l'objet d'organisations non gouvernementales (ONG) qui viennent en appui à l'État dans la préservation et/ou l'aménagement des ressources halieutiques à travers la formation, la sensibilisation et l'organisation des acteurs de la pêche, ainsi qu'à la mobilisation de financements. Ces ONG interviennent principalement auprès des populations locales.

3.1.5. Structures internationales

L'existence de problèmes de gestion communs des ressources halieutiques et des pêcheries à presque tous les pays de la sous région ouest-africaine (surexploitation de stocks partagés, faiblesse institutionnelle et financière des administrations et des instituts de recherches, etc.) associé au caractère « partagé » de beaucoup de ressources halieutiques entre ces pays, exigent une approche régionale de l'aménagement et de la gestion des pêcheries. Cette nécessité de collaboration, de concertation et de coordination est à l'origine de la mise en place de la Commission Sous Régionale des Pêches (CSRPE). Au niveau sous régional, il faut également signaler que l'Union Économique et Monétaire Ouest-Africaine (UEMOA) porte de plus une attention particulière à la gestion des ressources halieutiques dans la zone.

3.2. Cadre juridique

La juridiction des eaux sénégalaise est régit principalement par le code de la pêche (maritime et continentale) et le code de l'environnement en référence essentiellement aux préoccupations définies par la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, le Code de

conduite de la FAO pour une pêche responsable et la Convention sur la diversité biologique entre autres.

Les réglementations établies par le code de la pêche vont à l'endroit de la (1) gestion et de l'aménagement des pêches (2), aux dispositions relatives aux activités de pêche (3) et à la surveillance et constatation des infractions.

Le code de l'environnement oriente ses réglementations d'une part sur la prévention et la lutte contre la pollution côtière et d'autres parts sur les infractions et sanctions relatives à la violation des règles en vigueur.

A côté de ces textes réglementaires officiels susmentionnés, s'ajoutent les initiatives locales de réglementation, développées dans certains centres de pêche par les acteurs locaux (cas de Kayar, Yoff, Mbour, Joal etc.).

3.3. Politique de gestion des pêches

Les autorités sénégalaises ont choisi au lendemain de l'indépendance d'assigner à la pêche artisanale un rôle d'approvisionnement du marché local compte tenu de l'importance des produits d'origine halieutique dans la consommation des populations. Les politiques développées dans ce sens n'ont pas permis d'améliorer la situation. C'est ainsi qu'en l'espace de quelques années, l'objectif de la politique des pêches au Sénégal est passé de l'augmentation de la productivité à la gestion durable des ressources halieutiques.

Dans ce contexte, la lettre de politique sectorielle des pêches et de l'aquaculture a repris les objectifs assignés au secteur dans le cadre des orientations stratégiques du Document de Stratégie de Réduction de la Pauvreté (DSRP) à savoir : (i) gestion durable et restauration des ressources halieutiques ; (ii) satisfaction de la demande nationale ; (iii) valorisation maximale des ressources ; (iv) qualification des professionnels du secteur et (v) mise à disposition des professionnels du secteur d'instruments financiers susceptibles de satisfaire les besoins d'investissement et d'exploitation dans des conditions compatibles avec la viabilité financière des activités de pêche.

En vue de mettre en œuvre la lettre de politique sectorielle des pêches, les autorités ont développé différentes initiatives dans le cadre de projets et programmes, avec l'appui des partenaires au développement, pour faire face aux enjeux environnementaux, technologiques, socio-économiques et politiques identifiés. Ceux-ci s'articulent autour de la promotion de la

cogestion, de réseau d'aires marines protégées (AMP), de plans d'aménagement des pêcheries, de programme d'immatriculation des pirogues, de programme d'attribution de licences de pêche artisanale, de programme d'immersion des récifs artificiels, de programme d'ajustement des capacités de pêche, d'accords de pêche avec l'Union Européenne (UE), d'instauration de repos biologiques, d'expérimentation de l'éco-labellisation des produits de la pêche (Tindall *et al.* 2008).

4. Généralité sur l'écobiologie des espèces-cibles

4.1. *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758)

4.1.1. Systématique

Connu sous le nom courant de mullet jaune en français, *Mugil cephalus* appartient à la famille des Mugilidés, de l'Ordre des Perciformes, de la classe des Actinoptérygiens (Annexe 3). L'espèce peut mesurer jusqu'à une taille de 120 cm SL (mâles / non sexés) (Thomson 1990) avec un poids de 8000 g correspondant à un âge de 16 ans.

4.1.2. Description

Le mullet jaune *M. cephalus* a un corps robuste, cylindrique légèrement comprimé latéralement ; tête large et déprimée. Paupière adipeuse développée s'étendant sur la majeure partie de la papille. Chacune des deux nageoires dorsales dispose de 5 épines et 8 rayons mous dorsaux (Albaret 1992 ; Harrison 1995).

4.1.3. Habitat

C'est une espèce benthopélagique, catadrome (Riede 2004). Elle est rencontrée en eau douce, en eau saumâtre et en mer à des profondeurs allant de 0 à 120 m (Harrison 1995). Elle a une distribution subtropicale comprise entre 42°N et 42°S. L'espèce supporte des températures allant de 8 à 24°C. C'est une espèce cosmopolite. Elle se rencontre dans les eaux côtières des zones tropicales et subtropicales de toutes les mers (Harrison & Senou 1997 ; Thomson 1997 ; Harrison 2003).

Espèce côtière qui pénètre souvent les estuaires (Bartulović *et al.* 2011), les lagunes (Lawson *et al.* 2010) et les rivières (Allen *et al.* 2001), *M. cephalus* est principalement diurne.

4.1.4. Migration

Le mullet jaune est une espèce migratrice. Au niveau des côtes sénégal-mauritaniennes, le sens de la migration est dicté par les saisons hydrologiques : migration Nord-Sud d'octobre-novembre et dans le sens inverse à partir de mai (Bernardon & Vall 2004).

4.1.5. Alimentation

Mugil cephalus se nourrit de zooplancton, des organismes benthiques et des détritiques. Les adultes ont tendance à se nourrir principalement d'algues d'eaux douces (Farrugio 1975).

4.1.6. Reproduction

La reproduction a lieu en mer de juillet à décembre et varie en fonction de la salinité et de la localisation géographique (Brusle 1981). L'espèce atteint la maturité sexuelle entre la 3^{ème} et la 4^{ème} année de son cycle de vie (Tung 1981). Les femelles peuvent pondre en moyenne 1,6 millions d'ovocytes. Le temps minimal de doublement de la population est de 1,4-4,4 années (Froese *et al.* 2002). Une L_{50} de 28,2 à 34,5 cm LF a été déterminé par Landret (1974). Des tailles de première maturité de 50 et 52 cm respectivement pour les mâles et les femelles ont été déterminées en Mauritanie (Vall 2004), correspondant à un âge de 3 ans selon l'échelle de Brulhet (1974, 1975). La période de ponte a lieu de décembre à janvier en Mauritanie (Vall 2004).

4.1.7. Croissance

La relation taille/poids établie pour l'espèce est la suivante. $W=0,00117L^{2,9144}$. L'espèce ne figure pas sur la liste rouge de l'UICN.

4.2. *Mugil capurrii* (Perugia, 1892)

4.2.1. Systématique

Espèce de la famille des Mugilidés, de l'Ordre des Perciformes et de la Classe des Actinoptérygiens (Annexe 3), *Mugil capurrii* (mulet noir en français) peut atteindre une taille maximale de 45 cm SL (Thomson 1990).

4.2.2. Description

M. capurrii est une espèce benthopélagique. Elle vit en eau saumâtre, marin dans des gammes de profondeur pouvant atteindre 50 m (Ben-Tuvia 1986).

4.2.3. Habitat

Le mullet noir a une distribution géographique assez large. Son aire de répartition va du Maroc à la Guinée-Bissau (Sanches 1991). Les individus de l'espèce sont parfois rencontrés en bancs serrés dans les eaux profondes au large des côtes.

4.2.4. Alimentation

Les juvéniles et les individus adultes de *M. capurrii* se nourrissent de détritiques, de particules organiques et divers types d'algues et de plantes aquatiques (Bernardon & Vall 2004).

4.2.5. Reproduction

Les tailles de première maturité sexuelle de *M. capurrii* déterminée en Mauritanie sont de 49 et 53 cm respectivement pour les mâles et les femelles (Vall 2004). Le mullet noir est également une espèce migratrice. Il a à peu près la même distribution et le même cycle de reproduction que le mullet jaune au niveau des côtes sénégal-mauritaniennes. En Mauritanie sa période de reproduction s'étale sur 3 mois, de décembre à février (Inejih 2009). L'espèce n'est pas inscrite dans la Liste Rouge de l'UICN.

4.3. *Argyrosomus regius* (Asso, 1801)

4.3.1. Systématique

Communément appelé courbine ou maigre, *Argyrosomus regius* appartient à la famille des Sciaenidés, de l'ordre des Perciformes et de la classe des Actinoptérygiens (Annexe 3). L'espèce peut atteindre une taille maximale de 230 cm LT (Maigret & Ly 1986) avec un poids de 103,0 kg (Quero & Vayne 1987).

4.3.2. Description

Corps fusiforme, légèrement aplati sur les flancs, le profil de dos est nettement convexe, la ligne ventrale pratiquement rectiligne. La nageoire dorsale est argentée et compte au total 1011 épines dorsales et 2729 rayons mous dorsaux. La ligne latérale présente une bande noire

pointillée qui va jusqu'au bout de la caudale. Les yeux sont petits, le museau arrondi ou pointu avec une grande bouche. Il possède des canines très visibles. Il émet des grondements sourds produits par des vibrations musculaires amplifiés par la résonance de la vessie natatoire. Ceci permet aux pêcheurs de le repérer.

4.3.3. Habitat

C'est une espèce benthopélagique océanodrome. Elle peut vivre en eau saumâtre et en mer à des profondeurs comprises entre 15 et 300 m (Schneider 1990). La courbine a une vaste répartition géographique. C'est une espèce subtropicale (65°N-6°S, 23°W-36°E). Elle est rencontrée en mer noire, dans la mer de Marmara, dans toute la Méditerranée, le Golfe de Suez et même dans des lacs comme ceux du Delta du Nil ou les lacs Amers (Grand Lac Amer et Petit Lac Amer en Égypte). La courbine fréquente également les côtes atlantiques d'Europe jusqu'en Scandinavie et au Shetlands.

4.3.4. Migration

Les juvéniles comme les adultes effectuent des migrations le long des côtes en réponse aux changements de température. 40 semble être la limite de salinité acceptable pour l'espèce. Les juvéniles et les sub-adultes peuvent aussi entrer dans les estuaires et les lagunes (Chao & Trewavas 1990).

4.3.5. Alimentation

La courbine est un poisson côtier généralement grégaire, prédateur surtout nocturne. C'est un poisson semi pélagique, carnivore. Les principales proies de la courbine sont les crustacés.

4.3.6. Reproduction

La reproduction a lieu généralement d'octobre à juin (Tixerant 1974) dans les côtes mauritaniennes. La ponte des femelles est fractionnée. La ponte principale a lieu entre avril et mai et la ponte secondaire de novembre à décembre dans la baie du Lévrier où les poissons viennent aussi pour se nourrir (IMROP, 2007). La maturité sexuelle intervient autour de 80 cm de longueur. Une L_{50} de 82 cm a été déterminée chez l'espèce par Tixerant (1974) sur les côtes mauritaniennes.

4.3.7. Croissance

Le poisson croît de près de 15 cm par an pendant environ les 20 premiers mois. La relation taille/poids établie par Tixerant (1974) est la suivante : $W = 0,009L^{2,86}$.

4.4. *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766)

4.4.1. Systématique

Connu sous le nom courant de tassergal en français, elle appartient à la famille des Pomatomidés, de l'Ordre des Perciformes, de la classe des Actinoptérygiens (Annexe 3). *Pomatomus saltatrix* peut mesurer jusqu'à une taille de 130 cm (LT) et peser 14,4 kg de poids ; ce qui correspond à un âge maximal de 9 années (Wilk 1977).

4.4.2. Description

Le tassergal a un corps allongé et une queue fourchue. Il est couvert de petites écailles. Il a une grosse tête et une grande bouche. La mâchoire est proéminente ; les dents pointues, sont comprimées en une seule série. Il possède deux nageoires dorsales ; la première courte et basse, avec 7 ou 8 épines faibles reliés par une membrane. Le dos est verdâtre, les flancs et le ventre argenté (Collette 1999). La nageoire anale est longue avec 2 épines et 23-27 rayons mous (Smith 1997).

4.4.3. Habitat

C'est une espèce océanodrome (Riede 2004). Elle est rencontrée en eau saumâtre et en mer à des profondeurs qui varient entre 0 et 200 m (FAO-FIGIS, 2005). *Pomatomus saltatrix* est largement mais irrégulièrement distribué dans toutes les eaux tropicales et subtropicales à l'exception de l'Océan pacifique (Fricke 1999).

4.4.4. Migration

Le tassergal effectue également des migrations saisonnières le long de la côte ouest africaine. En effet, de janvier à février, les individus migrent vers le Sud des côtes mauritaniennes (côte Nord du Sénégal). Les populations de l'espèce se stabilisent au niveau de la Grande côte du Sénégal entre mars et avril. Cette migration se fait de façon différentielle suivant les tailles des individus. Au niveau de la Grande côte du Sénégal, les petits individus sont retrouvés de janvier à février, ceux de tailles moyennes de mars à avril et enfin les

individus de grandes tailles en fin avril-début mai. En mai, ils entreprennent une migration inverse vers les côtes mauritaniennes (Champagnat *et al.* 1983).

4.4.5. Alimentation

Le tassergal (*Pomatomus saltatrix*) est un poisson côtier et pélagique, vorace et combatif qui se déplace en immenses bancs dans le sillage d'autres bancs de poissons. Poissons puissants, rapides, les jeunes chassant en bancs, les adultes en groupes isolés, attaquant souvent des bancs de mulets ou autres espèces et en détruisant des quantités apparemment bien supérieures à leurs besoins alimentaires. Ils se nourrissent également de crustacés et de céphalopodes (Da Silva Monteiro 1998).

4.4.6. Reproduction

La reproduction a lieu au printemps et en été. Les travaux de Champagnat *et al.* (1983) sur la dynamique du tassergal sur les côtes sénégal-mauritaniennes montrent l'existence de deux périodes de ponte pour l'espèce : une ponte principale qui s'établit de mai à juillet et une ponte secondaire, d'octobre à novembre. La différenciation des sexes intervient à 24 cm LF. La taille de première maturité sexuelle (L_{50}) est atteinte à 38 cm LF (43 cm LT). Les femelles dominant généralement les mâles (Champagnat *et al.* 1983).

4.4.7. Croissance

La croissance de *P. saltatrix* a fait l'objet de diverses études (Champagnat *et al.* 1983 ; Barger 1990 ; Salerno *et al.* 2001 ; Robillard *et al.* 2009). Une L_{∞} et un coefficient de croissance respectifs de 104,4 cm LT et de $0,018 \text{ ans}^{-1}$ ont été déterminés par Champagnat *et al.* (1983) sur la côte nord-ouest africaine. Barger (1990) a déterminé une taille asymptotique et un coefficient de croissance respectifs de 101,9 cm et $0,10 \text{ ans}^{-1}$ chez l'espèce sur l'Atlantique.

CHAPITRE 2: ANALYSE DES DONNÉES ET MÉTHODOLOGIE

1. Présentation du site

Le littoral de la Grande côte dispose de conditions hydroclimatiques favorables à la pêche grâce à une richesse halieutique remarquable (Laloë & Samba 1990). Un phénomène d'upwelling saisonnier (Rébert 1983 ; Samba & Laloë 1991 ; Roy 1998), qui est à l'origine de sa richesse en éléments nutritifs, favorise le développement de plancton, base de l'alimentation des poissons pélagiques ; il assure ainsi la survie des larves, le recrutement et, *in fine*, les captures.

Sur la Grande côte, la pêche artisanale est très dynamique et très diversifiée. D'une pêche faisant appel à des moyens modestes dont les produits étaient destinés à une consommation locale avec des techniques très rudimentaires, elle est passée à une pêche usant de méthodes et techniques performantes et sophistiquées avec des stratégies très ciblées sur certaines espèces (les mullets entre autres) dont les produits sont destinés à la commercialisation. A cela, s'ajoute un effort croissant de l'activité de pêche. Laloë & Samba (1990) ont noté une importante variation interannuelle de l'effort de pêche et de la disponibilité de la ressource au niveau de la Grande côte. Le littoral de la Grande côte dispose de grands ports de débarquement (Saint-Louis, Kayar, Fass Boye, Lompoul (Figure 3)). Saint-Louis et Kayar concentrent 82,5% des unités de pêche de la zone. La pêche artisanale au niveau de la Grande côte se particularise également par sa pratique conjointe par des autochtones et des migrants. Cette situation fait de la Grande côte un cas d'étude particulièrement adapté à notre objectif de contribuer à mettre à disposition des décideurs des informations bioécologiques sur les espèces ciblées sur la Grande côte du Sénégal au profit de l'élaboration de plans d'aménagement sur ces espèces.



Figure 3 : Carte de localisation des zones d'étude (centres de débarquement) le long du littoral de la Grande côte du Sénégal (*Modifié* de TROPICA Environnemental Consultants : Rapport, 2005).

2. Nature et sources des données

2.1. Données de pêche commerciale

Les données proviennent essentiellement de la base de données du CRODT qui a été élaborée sur les statistiques de pêche depuis 1972 et dont la collecte des données continuent jusqu'à présent. Le système de collecte a été décrit par plusieurs auteurs (Laloë & Samba 1990 ; Ferraris *et al.* 1993 etc.). La base de données disponible et qui a été exploitée dans le cadre de ce travail, couvre les zones de Saint-Louis et de Kayar sur la période 1990-2009. Elle renferme des données relatives aux débarquements de la pêche artisanale (captures, efforts de pêche etc.) par espèces par types d'engins de pêche et par zone de pêche, et du niveau trophique des espèces capturées (FishBase : www.fishbase.org). Elle renferme également les lieux, la profondeur, la durée de pêche et l'équipage (nombre de pêcheurs) des pirogues. Des données sur les fréquences de tailles sont disponibles sur la période 2004-2009 (Tableau 1).

Ces informations sont issues des opérations routinières de collecte de données (enquêtes) régulièrement conduites au CRODT.

Les enquêtes de routine sur l'effort de pêche, les captures et les tailles des espèces débarquées par la pêche artisanale sont effectuées au niveau des principaux centres de débarquement dont 4 au niveau de la Grande côte qui constitue notre zone d'étude (Kayar, Fass Boye, Lompoul et Saint-Louis (Annexe 1)). L'effort de pêche (sorties en mer par engin de pêche) est collecté quotidiennement par des enquêteurs sur le terrain. Trois procédés liés à la physionomie de chaque centre sont utilisés. Il s'agit du pointage, du double comptage et de l'interview.

- Le pointage consiste à relever pour chaque jour du matin au soir toutes les pirogues qui partent en mer.
- Le double comptage consiste à disposer soit de deux observateurs qui effectuent chacun un comptage du nombre de pirogues ayant effectués une sortie de pêche ou du nombre de pirogues ou de pêcheurs présents dans le lieu de débarquement soit, d'un observateur qui répète l'opération afin de valider l'information obtenue.
- L'interview consiste à interroger le capitaine de pirogue au débarquement sur son lieu de pêche (point GPS si disponible), la profondeur, la durée de pêche, les types et caractéristiques des engins utilisés. L'interview est également utilisé pour savoir les pirogues qui ont effectué des sorties de pêche ou pas pendant la nuit.

Pour les captures, la méthodologie est basée sur une stratification à trois niveaux (centre - quinzaine - engin de pêche) dont le but est de mieux prendre en compte les fluctuations spatio-temporelles et les spécificités de chaque type de pêche.

2.2. Données de campagnes scientifiques

Les données proviennent de 18 campagnes de chalutages effectuées dans la zone nord du Sénégal par l'équipe scientifique du CRODT de 1990 à 2008 (Tableau 2). Les campagnes ont davantage eu lieu en saison froide (12) qu'en saison chaude (6). L'absence de couverture de certaines années est liée soit à l'indisponibilité du bateau (2000 et 2002) soit de difficultés technico-financières (1996, 2006 et 2007).

Tableau 1 : Types de données utilisées : données environnementales et données de pêche (pêche commerciale et pêche scientifique). NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration : <http://las.pfeg.noaa.gov>) ; IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer : <http://www.brest.ird.fr/us191/valorisation/obssat/aos.php>).

Méthode de mesure	Types de données	Variables	Disponibilité	Sources
Évolution	Paramètres Environnementaux	Température de surface	1990-2008	IFREMER
		Indice d'upwelling	1990-2009	NOAA
		Chlorophylle <i>a</i>	1991-2006	NOAA
	Pêche commerciale	Captures	1990-2009	CRODT
		Effort de pêche (sortie de pêche)	1991-2009	CRODT
		Composition spécifique	1992-2009	CRODT
		Niveaux trophiques	1990-2009	CRODT
		Fréquences de taille	2004-2009	CRODT
	Pêche scientifique	Captures	1990-2008	CRODT
		Effort de pêche (Durée du coup de chalut)	1990-2008	CRODT
		Composition spécifique	1990-2008	CRODT
		Niveaux trophiques	1990-2008	CRODT

Les campagnes ont été réalisées à bord de 2 navires océanographiques aux caractéristiques très voisines en termes de longueur totale (37,5 m), de technique opératoire (pêche-arrière), etc. Il s'agit des navires océanographiques : le *Louis Sauger* (1990 à 1999) et l'*Itaf Dème* (2001 à 2008). Les caractéristiques de l'engin de pêche : chalut standard à poissons sont quasiment restées les mêmes tout au long de la série étudiée : longueur de 31,82 m, bourrelet de 33,9 m, corde de dos de 24,5 m et poche avec des mailles étirées de 45 mm. Toutefois, dans le cadre d'un programme de recherche sénégal-japonais (Anonyme, 2006), une poche de 25 mm de maille étirée a été exceptionnellement utilisée en 2004 afin de capturer davantage de juvéniles.

Les 745 stations de pêche retenues sur la zone étudiée, soit une moyenne de 41 stations par campagne, ont été chalutées du lever au coucher du soleil à raison de 30 min par station, selon un échantillonnage aléatoire stratifié (EAS) suivant la double stratification ci-après et par bathymétrie :

- 0 – 30 m, 30 – 60 m, 60 – 90 m et 90 – 200 m, de 1990 à 1999 puis en 2003
- 0 – 50 m, 50 – 100 m et 100 – 200 m en 2004, 2005 et 2008

Tableau 2 : Campagnes de chalutages effectuées de 1990 à 2008 sur la côte nord du Sénégal. LS = navire océanographique *Louis Sauger* ; ID = *Itaf Dème* ; Valeurs entre parenthèse = numéro du code de campagne.

Codes campagne	Nombre de stations	
	Saison froide	Saison chaude
1990_LS_02	44	
1991_LS_02	38	
1992_LS_10 et 03	43 (10)	40 (03)
1993_LS_01	41	
1994_LS_03	42	
1995_LS_05	41	
1997_LS_03		42
1998_LS_01	45	
1999_LS_01	39	
2001_ID	92	92
2003_ID_04	34	
2004_ID	22	25
2005_ID_02		22
2008_ID_01 et 02	22 (01)	21 (02)
Total des stations	503	242

L'approche méthodologique a été modifiée en 2001, ce qui donne une certaine particularité à cette année. La taille de l'échantillonnage avait presque doublée par rapport aux autres années (92 stations en saison froide, 92 en saison chaude). De plus les stations de pêche de 2001 ont été réparties par intervalles de 10 m entre 10 et 100 m et de 20 m entre 100 et 200 m.

2.3. Données d'échantillonnage biologique

A fin de disposer des données biologiques sur les espèces ciblées (*Mugil cephalus*, *Mugil capurrii*, *Argyrosomus regius*, *Pomatomus saltatrix*), des échantillonnages biologiques sur les espèces ciblées au niveau de stations de la zone marine côtière (Kayar, de Fass Boye et de Saint Louis) de la Grande côte et sur l'estuaire du fleuve Sénégal ont été effectués tous les deux mois à raison de 2 jours par zone (Kayar, de Fass Boye et de Saint Louis (mer et fleuve)), soit donc 6 jours par mois. Cependant, en raison des contraintes financières, la régularité des campagnes n'a pas pu être respectée et les campagnes d'échantillonnage ont été limitées sur le site de Saint-Louis (mer et estuaire du fleuve), de Kayar, et de Fass Boye.

La senne tournante constitue le meilleur engin de pêche pour effectuer des collectes de données sur les mullets jaune (*M. cephalus*) et noir (*M. capurrii*). Néanmoins, la courbine (*A.*

regius) et le tassergal (*P. saltatrix*) peuvent également être capturés par cet engin même si les captures sont moins importantes que celles des mulets. Ce type de pêche permet aussi d'affiner la stratification de l'échantillonnage en tenant compte des coups de pêche. Elle offre également un choix sur la maille à utiliser selon l'objectif fixé. Par contre, en raison de l'abondance saisonnière de ces espèces au niveau de la zone ciblée l'utilisation d'un seul type d'engin de pêche n'était pas judicieuse dans la mesure où nous risquions d'avoir de très faibles échantillons, ne permettant pas d'effectuer les analyses escomptées. De ce fait, les échantillons sont également achetés auprès des pêcheurs à chaque fois que les espèces ciblées sont débarquées ; l'engin de capture, la profondeur et/ou la maille de l'engin, le lieu de pêche etc. sont obtenus par enquête du capitaine de pirogue.

Afin de disposer de données suffisantes sur les espèces cibles et en particulier la courbine et le tassergal, des pêches ciblant ces espèces (prestations de service de pêcheurs) ont été effectuées. Les individus capturés à l'issue de prestations et/ou achetés sont identifiés, comptés, mesurés, pesés, sexés, le stade sexuel déterminé, les gonades prélevées et pesées. Des mesures de température et de salinité de surface sont effectuées à l'aide respectivement d'un thermomètre à mercure et d'un salinomètre dans chaque station où une pêche a été effectuée.

2.4. Données environnementales

Dans le but de bien cerner la problématique de durabilité des pêcheries et la vulnérabilité des écosystèmes côtiers, des données relatives aux aspects environnementaux des écosystèmes côtiers sont également explorées. Il s'agit de données satellitaires de température de surface, d'indice d'upwelling côtier et de concentration en chlorophylle *a*. Ce sont essentiellement de données satellitaires de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration : <http://las.pfeg.noaa.gov>), de l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer : <http://www.brest.ird.fr/us191/valorisation/obsat/aos.php>) sur la période 1990-2009.

CHAPITRE 3: STRUCTURATION EN TAILLE DES
POPULATIONS

1. Introduction

La taille des organismes est un facteur central pour les principaux processus écologiques. Les changements dans les distributions de taille peuvent avoir de nombreuses causes, y compris la variabilité induite par l'environnement ou les caractéristiques génétiques du cycle de vie, les relations prédateur-proie, ou des interactions concurrentielles. Plus important encore, est la pêche qui est très sélective sur la taille des espèces. En effet, le fait de cibler les gros poissons, qui ont plus de valeur économique, modifie la structure de la taille et du fonctionnement des peuplements de poissons, avec des conséquences pour la productivité et la résilience de certains stocks (Shin *et al.* 2005). Par conséquent, les statistiques résumant la distribution de taille des peuplements de poissons et des populations peuvent fournir une intégration pertinente des effets de la pêche sur la structure des communautés de poissons (Shin *et al.* 2005). L'avantage de l'utilisation des tailles est que la collecte des données nécessite des techniques assez simples. De plus les tailles peuvent fournir des mesures utiles de réponses de communautés de poissons à l'exploitation par la pêche (Rice 2000; Rochet & Trenkel 2003). La composition en taille des communautés peuvent utilement être décrite en utilisant les spectres de taille, les relations entre l'abondance et la taille corporelle du peuplement (Kerr & Dickie 2001). La distribution spatio-temporelle en taille dont il est objet dans ce chapitre, renseigne sur la structuration des populations de poissons selon les changements qui interviennent sur l'environnement et sur l'activité de pêche dans le temps et dans l'espace.

2. Matériel et méthodes

L'analyse de la distribution saisonnière des tailles a été faite sur la base des données d'enquêtes des débarquements, pour avoir été plus complètes. Par contre, l'analyse comparée de la structure en taille, de la relation taille/poids et du facteur de condition entre les populations des espèces de l'estuaire du fleuve et en mer a été réalisée sur la base des données d'échantillonnage biologique car les données sur le poids des individus des espèces n'étaient pas disponibles dans les données d'enquêtes.

2.1. Structure en taille

L'analyse des structures en taille est faite sur la base de deux types de données : (1) des données d'enquête des débarquements de la pêche artisanale sur lesquelles des mensurations ont été effectuées sur les espèces-cibles par des enquêteurs de terrain sur la période 2004-2009. (2) des données d'échantillonnages biologiques effectuées en mer et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

Afin de réduire au maximum possible les biais pouvant être induits par les méthodes d'échantillonnage, après qu'une analyse globale est faite sur l'ensemble des données de chaque espèce en vue d'avoir une vision générale de la distribution saisonnière des tailles de la population, une analyse de la structure en taille a été effectuée par site d'échantillonnage, par engins de pêche dans le but d'intégrer les éventuelles différences pouvant exister selon les sites et les engins de pêche utilisés dans l'échantillonnage.

2.2. Relation taille/poids

La relation taille-poids est utilisée en biologie des pêches et dans l'évaluation des stocks halieutiques (Kochzius 1997 ; Ruiz-Ramirez *et al.* 1997 ; Le Tourneur *et al.* 1998 ; Abba *et al.* 2010). Les données taille-poids peuvent être ajustées par régression linéaire si on prend les logarithmes des deux parties de la relation soit :

$$\log_{10} W = a + b \times \log_{10} L \quad (1)$$

Les paramètres a et b donnent généralement des informations sur les variations pondérales d'un individu par rapport à sa taille et peuvent, à ce titre, être comparés entre deux ou plusieurs populations vivant dans des conditions écologiques similaires ou différentes.

La relation entre la longueur et le poids W des poissons a été calculée pour chaque espèce pour les deux sexes confondus. Elle a été exprimée par l'équation :

$$W = a * Lf^b \quad (2)$$

Où, W = poids frais en gramme.

Lf = Longueur fourche du poisson en centimètre

a et b sont les paramètres de l'équation

Le coefficient a du point de vue biologique est fonction de la densité du poisson et de ses proportions ; b est le coefficient d'allométrie (Fréon 1979). En effet, lors de la croissance d'un organisme certaines parties se développent plus rapidement ou plus lentement que d'autres ce qui altère les proportions générales ; ce phénomène est appelé allométrie. Le coefficient b varie entre 2 et 4, mais il est souvent proche de 3 (Ricker 1973). Il exprime la forme relative du corps d'un poisson. Lorsqu'il est égal à 3, la croissance est dite isométrique. Lorsqu'il est différent de 3, la croissance est allométrique. Un coefficient b supérieur à 3 indique une meilleure croissance en poids qu'en longueur et inversement (N'da & Deniel 2005).

2.3. Facteur de condition

Le facteur de condition (K) est un paramètre qui renseigne sur la forme physique du poisson. Ce paramètre permet de suivre les variations de la balance métabolique des individus à travers les modifications saisonnières de l'embonpoint sous l'influence de facteurs externes et internes. En général les poissons qui vivent dans des milieux difficiles présentent des poids faibles par rapport à leur longueur. Le facteur K a été calculé en utilisant la formule standard à partir des données du poids et de la taille individuelle :

$$K = \frac{P}{LF^3} * 10^5 \quad (3)$$

Où, P est le poids total (en gramme) et LF , la taille à la fourche (cm).

3. Résultats

3.1. Distribution saisonnière en classes de taille

3.1.1. *Mugil cephalus*

Trois (3) principales classes de taille (30-40 cm, 40-50 cm, 50-60 cm) se sont illustrées. Elles sont distribuées de manière différente selon les mois (Figure 4). La classe de taille 30-40 cm domine dans les captures de juin à novembre. La classe 40-50 cm, quant à elle, est présente dans les captures de février à décembre avec de fortes proportions durant la période de février à juin. Tandis que d'octobre à mai, les individus de tailles comprises entre 50 et 60 cm sont les plus fréquents dans les captures.

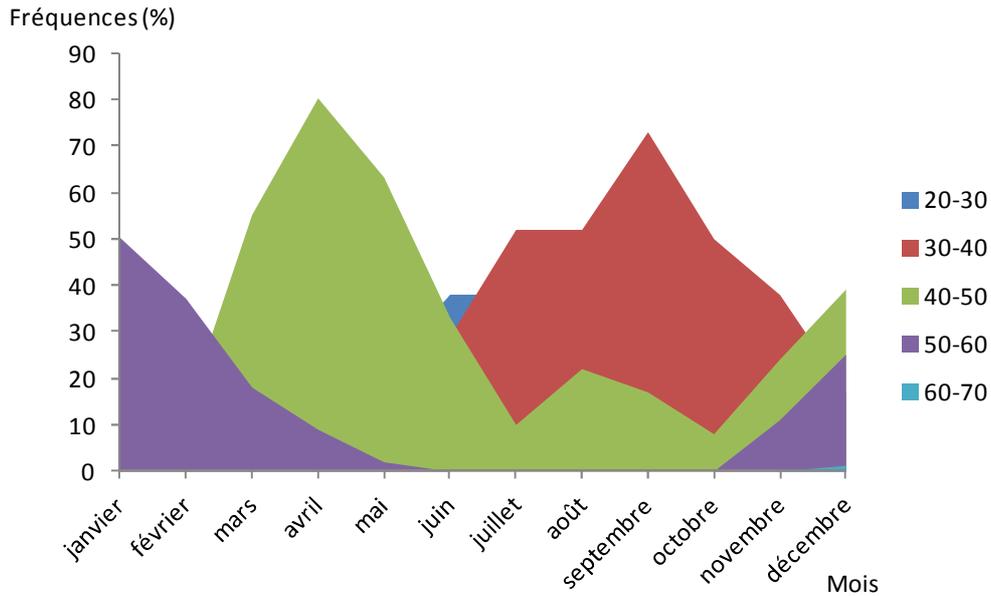


Figure 4 : Distribution saisonnière en classes de taille chez *Mugil cephalus* sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.

3.1.2. *Argyrosomus regius*

Les classes de tailles 20-30 et 30-40 cm sont particulièrement abondantes dans les captures d'août à janvier. Par contre, les classes de taille de 40-50 cm et 50-60 cm sont plus abondantes dans les captures respectivement de janvier à fin juin et de janvier à août. Néanmoins ces deux classes de tailles apparaissent également dans les captures pour le reste des mois de l'année mais à des proportions moins importantes. L'abondance de la classe de taille 60-70 cm (à des proportions inférieures qu'à celles des deux classes précédentes) s'étend de janvier à octobre. Quant aux individus de tailles supérieures ou égales à 80 cm, ils sont présents dans les captures en de faibles proportions. (Figure 5).

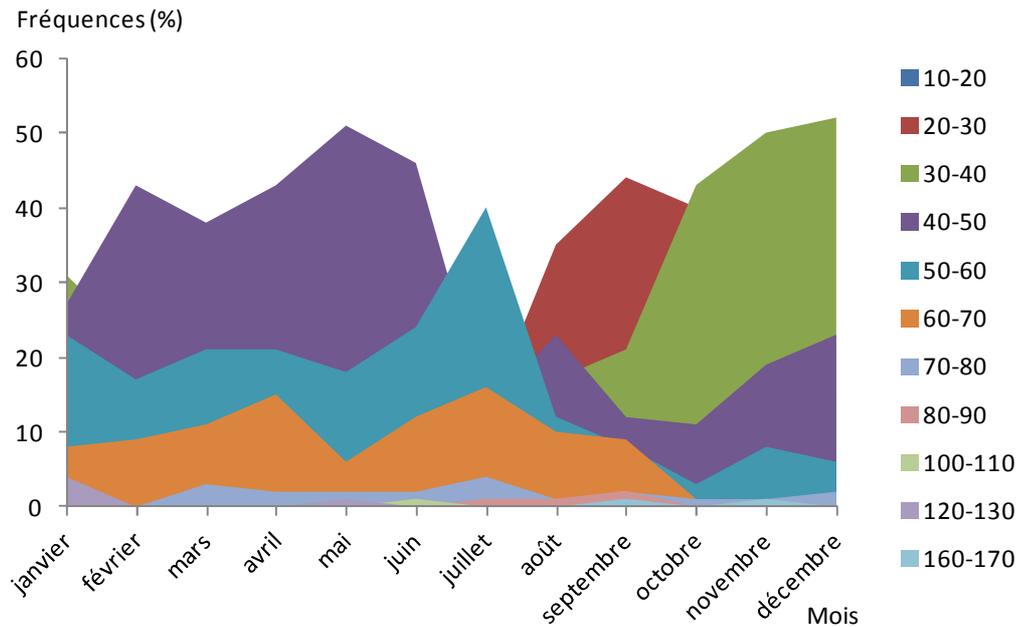


Figure 5 : Distribution saisonnière en classes de taille chez *Argyrosomus regius* sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.

3.1.3. *Pomatomus saltatrix*

La classe de taille 40-50 cm domine les captures durant toute l'année à l'exception du mois de juin. Durant ce mois la classe de taille 50-60 cm est la plus abondante dans les captures. La classe de taille 50-60 cm est également bien présente dans les captures de janvier à fin septembre. Cependant, les pourcentages les plus élevés pour cette classe de taille se situent entre les mois de mai et de septembre. Les fortes proportions des classes de taille 20-30 et 30-40 cm sont particulièrement notées dans la période septembre-mai. Une forte présence de la classe de taille 60-70 cm est notée de septembre à novembre. Celle-ci est également présente dans les captures de février à fin juin à des proportions moins importantes. Les classes de tailles de 70-80 ; 80-90 et 90-100 cm sont présentes dans les captures de mai à août et d'octobre à décembre (Figure 6).

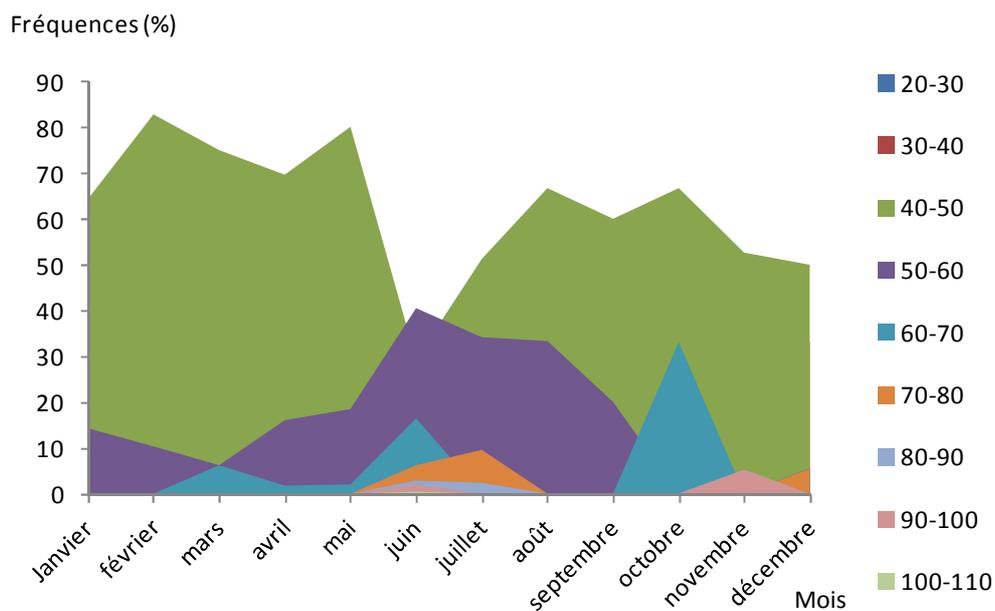


Figure 6 : Distribution saisonnière en classes de taille chez *Pomatomus saltatrix* sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009.

3.2. Structures démographiques

3.2.1. Analyse globale

a. *Mugil cephalus*

Au total 7328 individus ont été mesurés chez *M. cephalus*. L'analyse de la structure démographique de la population de *M. cephalus* sur la Grande côte montre une distribution bimodale (25-26 cm et 50-51 cm). Ceci suggère l'existence de deux cohortes (Figure 7).

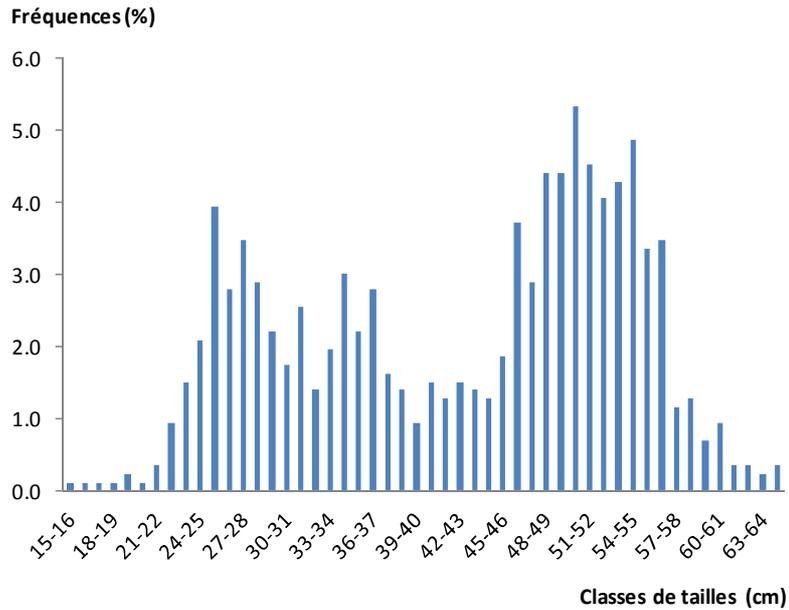


Figure 7 : Structure démographique de *Mugil cephalus* sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009

b. Argyrosomus regius

Au total 2301 individus ont été mesurés chez l'espèce. La structure démographique de la population d'*A. regius* montre une distribution unimodale (40-41 cm). Ceci révèle l'existence d'un seul cohorte (Figure 8).

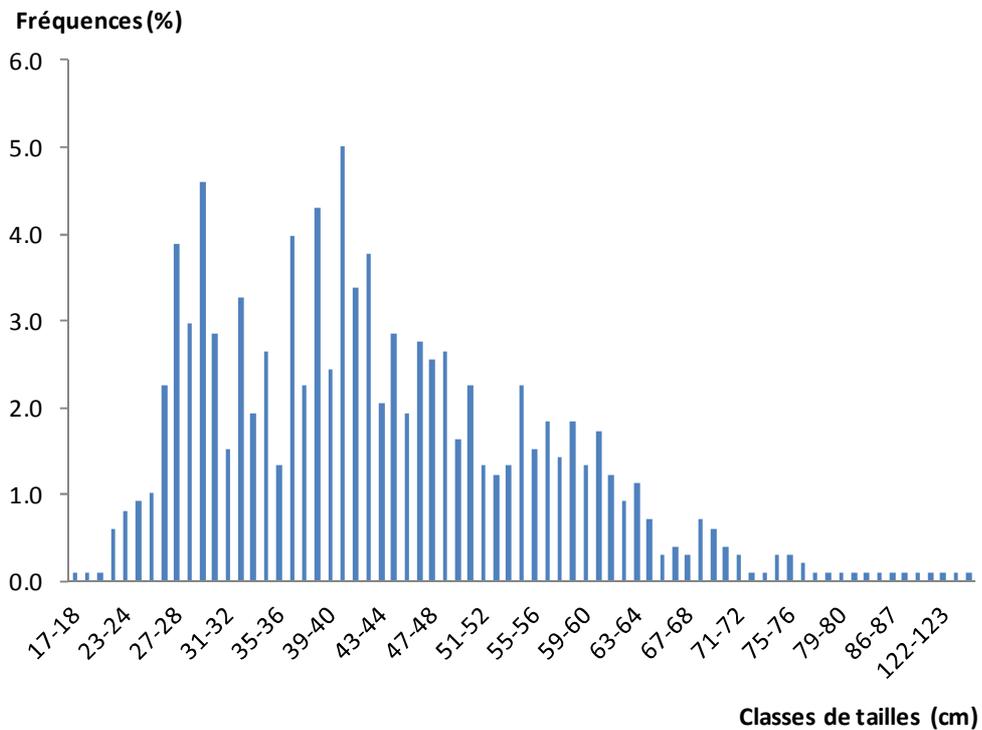


Figure 8 : Structure démographique d'*Argyrosomus regius* sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009

c. Pomatomus saltatrix

L'étude de la structure démographique a porté sur 2662 d'individus de *P. saltatrix*. La structure en taille de la population du tassergal au niveau de la Grande côte du Sénégal montre une distribution unimodale (47-48 cm), correspondant éventuellement à un seul cohorte (Figure 9).

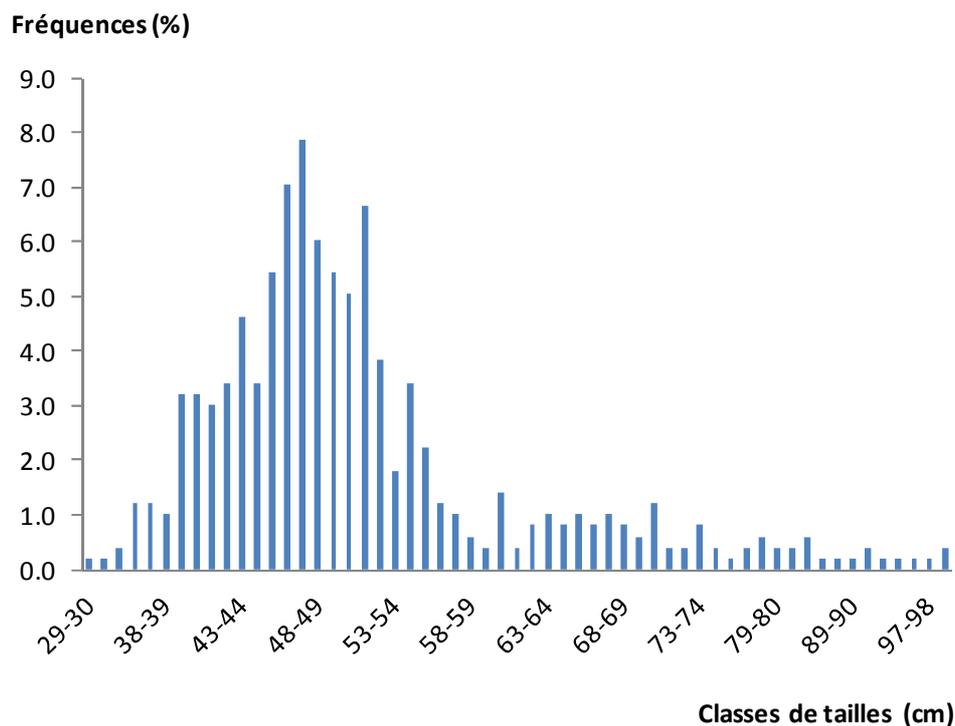


Figure 9 : Structure démographique de *Pomatomus saltatrix* sur la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009

3.2.2. Analyse par engins de pêche

a. Mugil cephalus

L'analyse de la structure en taille de *Mugil cephalus* montre, pour la majorité des engins de pêche utilisés, une distribution unimodale de la population de *M. cephalus* sur la Grande côte. Néanmoins, les distributions obtenues avec le filet maillant dérivant (FMD) au niveau de la zone de Saint-Louis, par la senne tournante et par la pêche sous marine au niveau de Kayar illustrent l'existence de deux modes. Le mode obtenu varie en fonction des zones et des types de pêche (Figure 10).

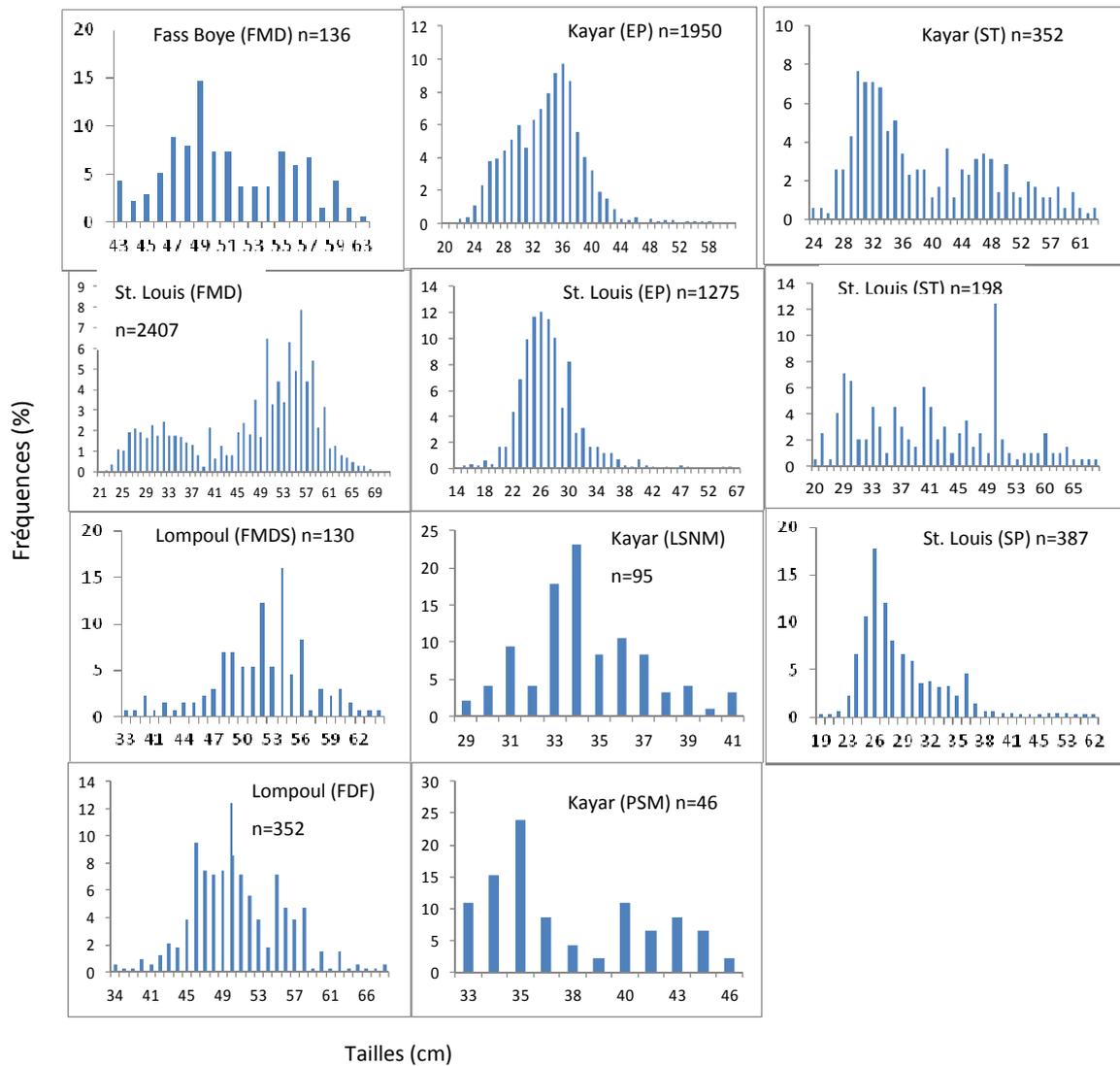


Figure 10 : Structure démographique de *Mugil cephalus* par site et par engin de pêche de 2004 à 2009.

b. Argyrosomus regius

La distribution en classes de taille d'*A. regius*, montre un seul mode pour la majorité des engins de pêche utilisés, excepté la ligne simple au niveau de Kayar qui révèle l'existence de deux modes. Le mode observé varie également en fonction des sites et des engins de pêche (Figure 11).

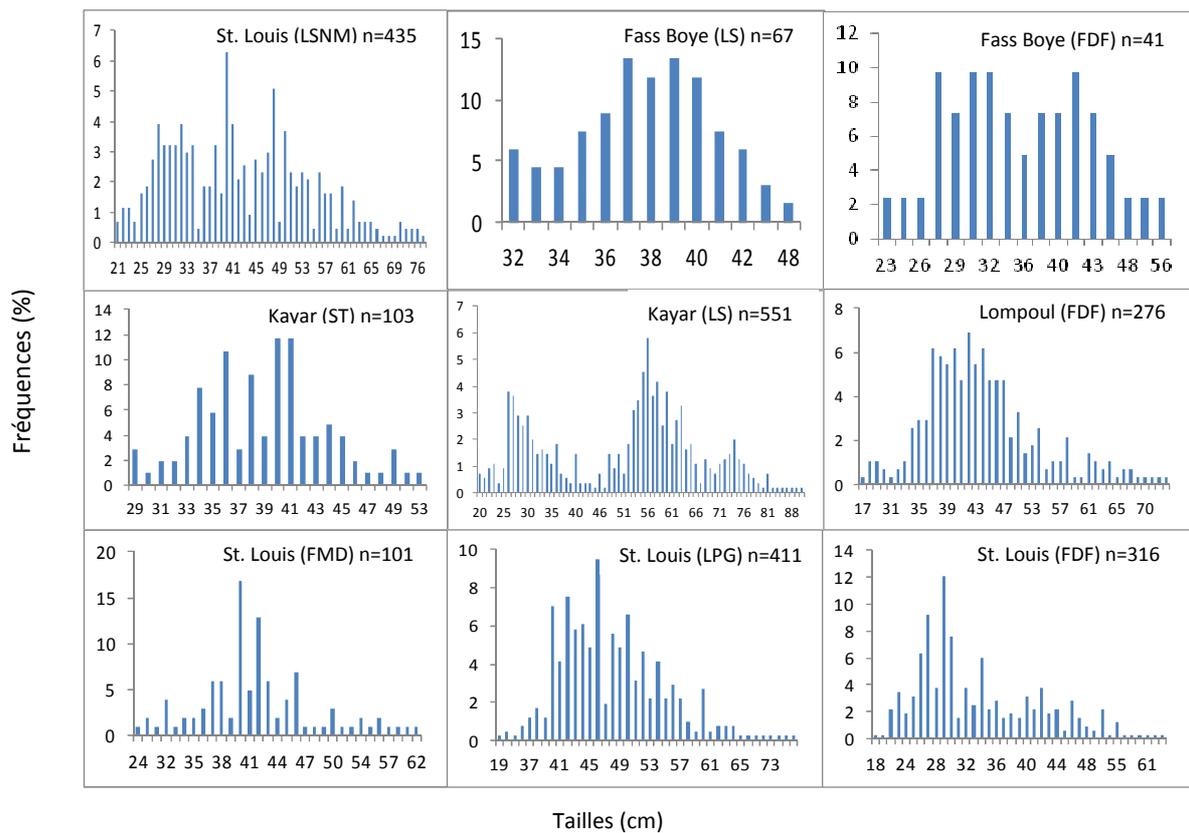


Figure 11 : Structure démographique d'*Argyrosomus regius* par site et par engin de pêche de 2004 à 2009.

c. *Pomatomus saltatrix*

L'analyse de la distribution en classes de taille de *P. saltatrix* montre l'existence d'un seul mode quelque soit l'engin de pêche. Ce mode varie en fonction des types d'engins de pêche utilisées (Figure 12).

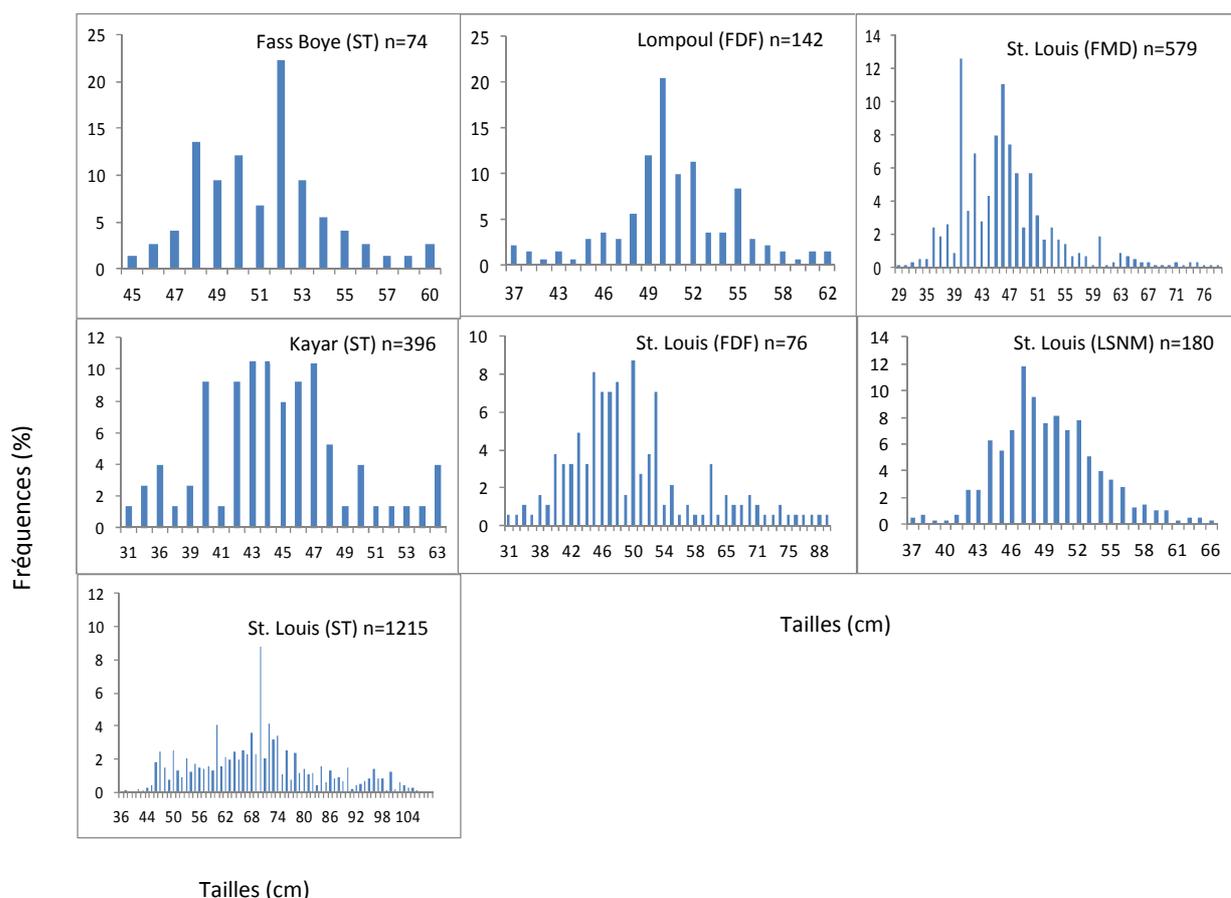


Figure 12 : Structure démographique de *Pomatomus saltatrix* par site et par engin de pêche de 2004 à 2009.

3.3. Distribution comparée de la taille des espèces entre estuaire du fleuve et mer

3.3.1. *Mugil cephalus*

L'analyse de la distribution en classes de taille de *Mugil cephalus* en mer et sur l'estuaire du fleuve par type d'engins de pêche montre une nette différence entre les modes observés en mer par rapport à ceux obtenus sur l'estuaire du fleuve. En effet, pour l'épervier (EP), la classe modale obtenue sur l'estuaire du fleuve est de 20-21 cm ; par contre, elle est de 29-30 cm en mer. Pour le filet maillant dérivant de surface (FMDS), la classe modale est de 32-33 cm sur l'estuaire du fleuve et de 46-47 cm en mer. Pour la combinaison senne tournante et senne de plage, elle est de 26-27 cm sur l'estuaire du fleuve contre 37-38 et 40-41 cm en mer (Figure 13).

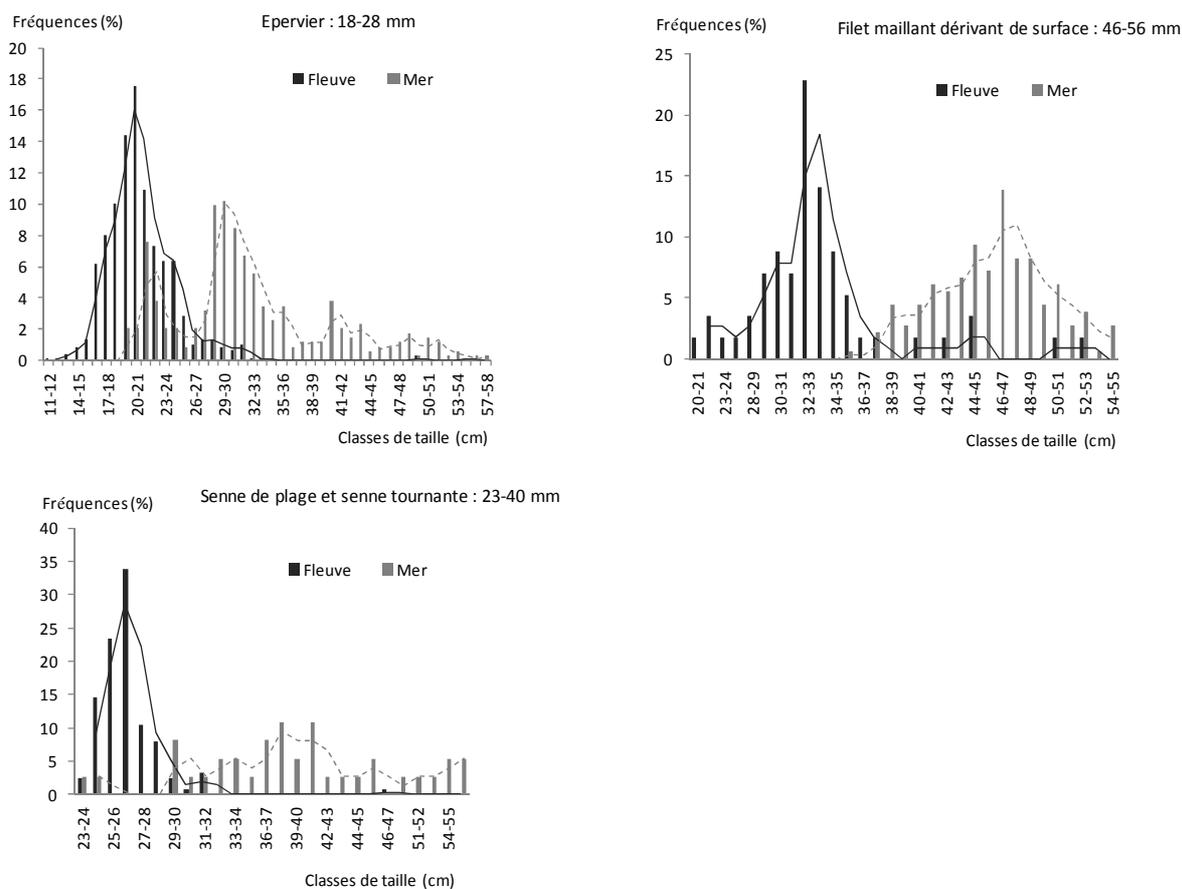


Figure 13 : Évolution des fréquences de taille par type d'engins de pêche chez *Mugil cephalus* en mer et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

3.3.2. *Mugil capurrii*

L'analyse de la distribution en classes de taille de *Mugil capurrii* sur l'estuaire du fleuve et en mer est faite sur la base de trois types d'engins de pêche (épervier (EP), filet maillant dérivant de surface (FMDS) et senne tournante-senne de plage (ST-SP)). L'analyse de la distribution des fréquences par classe de taille sur la base des captures à l'épervier ne montre pas de distribution différente des classes de taille entre les deux milieux. Des classes modales de 25-26 cm et de 22-23 cm ont été observées respectivement sur l'estuaire du fleuve et en mer. En revanche, les gammes de tailles varient de 12 à 50 cm en mer et de 15 à 35 cm sur l'estuaire du fleuve (Figure 14).

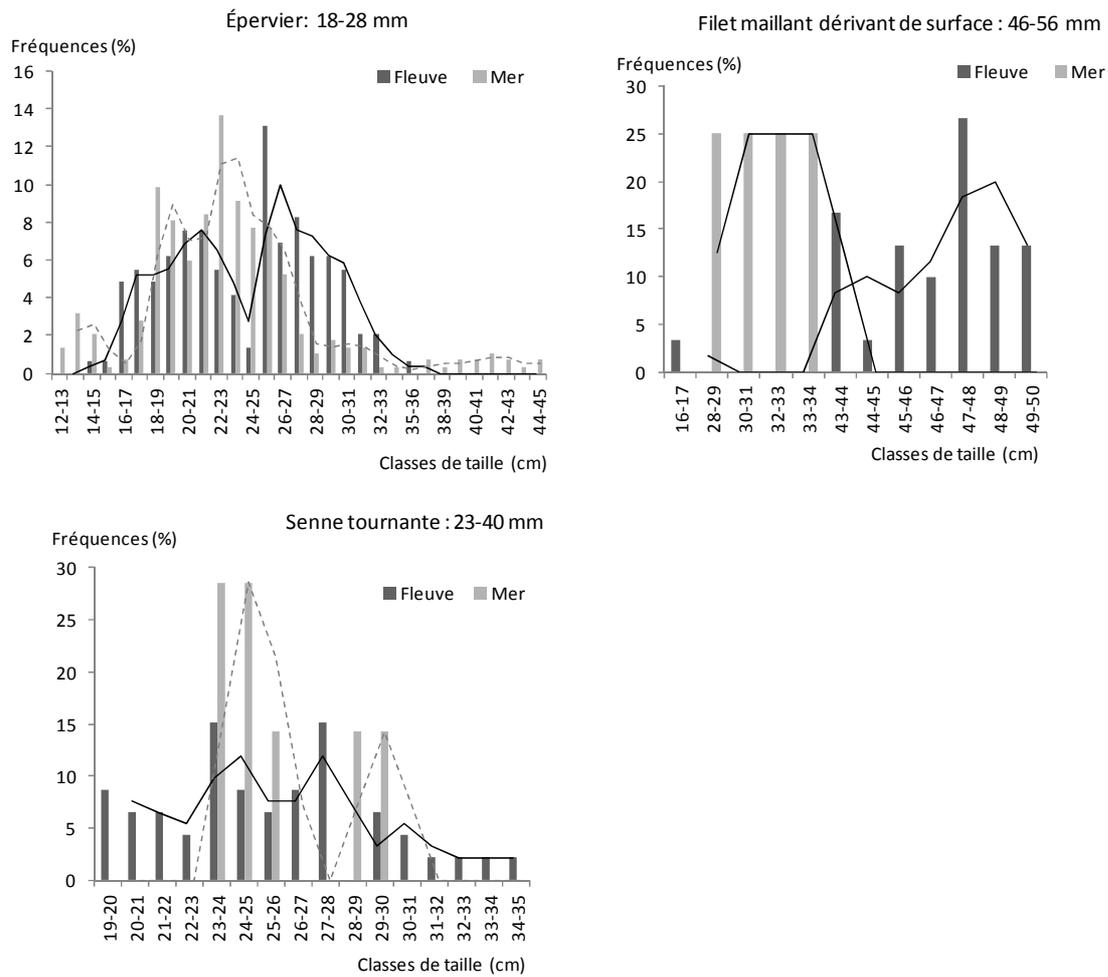


Figure 14 : Évolution des fréquences de taille par type d'engins de pêche chez *Mugil capurrii* en mer et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

3.4. Relation taille/poids

3.4.1. En mer

a. *Mugil cephalus*

L'intervalle de taille qui a été observé et utilisé pour la détermination de la relation taille-poids est de 19 à 58 cm pour 545 individus de *M. cephalus*. La relation trouvée chez le mullet jaune, les deux sexes confondus est : $W = 0,0126 \cdot Lf^{3,0098}$. Il existe une corrélation très significative entre la taille et le poids des individus de l'espèce ($R^2 = 0,96$) (Figure 15a).

b. *Mugil capurrii*

Pour le mulet noir, le nombre d'individus est de 324. La taille des individus est comprise entre 12 et 50 cm. Pour les deux sexes confondus la relation taille-poids obtenue est : $W = 0,0101 \cdot Lf^{3,0712}$ (Figure 15b). Le poids est significativement corrélé à la taille des individus ($R^2 = 0,96$).

c. Argyrosomus regius

Au total 189 individus ont été mesurés et pesés. Les tailles minimale et maximale enregistrées sont respectivement de 14 et de 87 cm. La relation taille-poids établie pour l'espèce, les deux sexes confondus est : $W = 0,0125 \cdot Lt^{2,9549}$ (Figure 15c). La corrélation du poids à la longueur (Lt) des individus est hautement significative ($R^2 = 0,92$).

d. Pomatomus saltatrix

Les tailles observées varient de 35 à 69 cm. Le nombre d'individus est de 71. La relation taille-poids établie est $W = 0,0002 \cdot Lf^{4,0061}$ (Figure 15d). Il existe une corrélation positive entre la longueur (Lf) et le poids des individus ($R^2 = 0,89$).

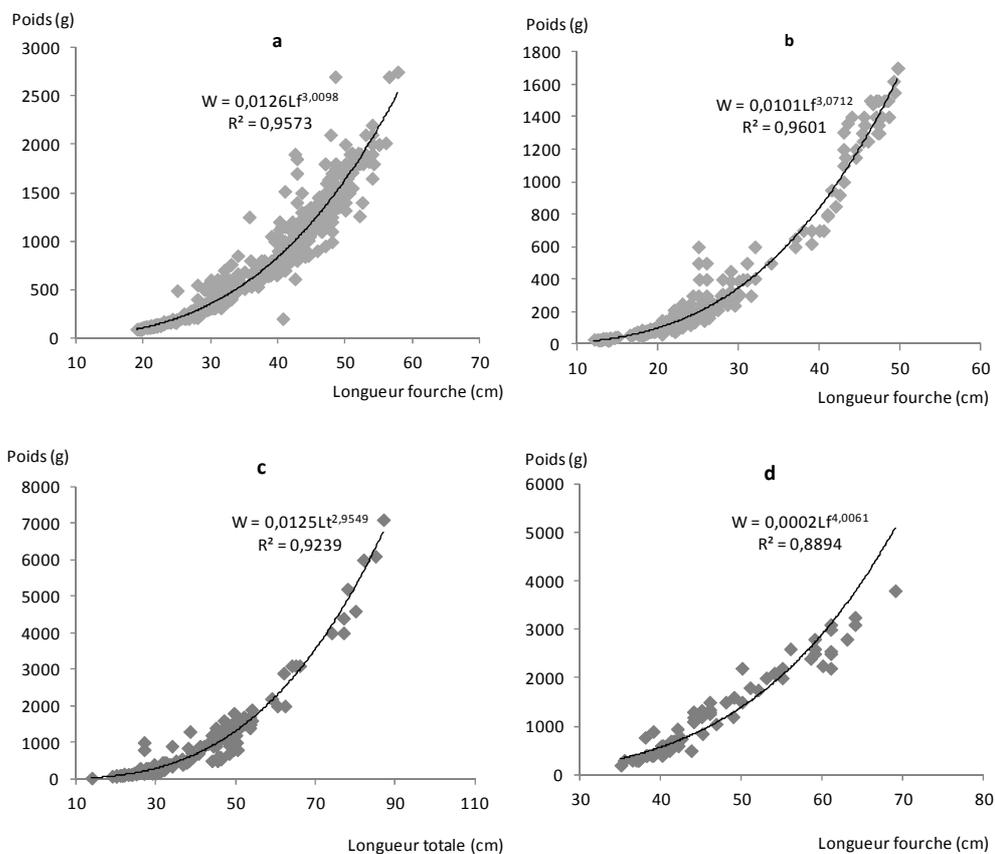


Figure 15 : Évolution de la relation taille/poids chez *Mugil cephalus* (a), *Mugil capurrii* (b), *Argyrosomus regius* (c) et *Pomatomus saltatrix* (d) sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012. Nombre d'individus respectifs par espèce N : N1 = 545 ; N2=324 ; N3=189 ; N4= 71.

3.5.2. Sur l'estuaire du fleuve

a. *Mugil cephalus*

L'intervalle de taille qui a été observé et utilisé pour la détermination de la relation taille-poids est de 11 à 55 cm pour 1017 individus de *M. cephalus*. La relation trouvée chez le mullet jaune, les deux sexes confondus est : $W = 0,017 \cdot Lf^{2,9062}$. Il existe une corrélation significative entre la taille et le poids des individus ($R^2 = 0,87$), (Figure 16a).

b. *Mugil capurrii*

Pour le mullet noir, le nombre d'individus est 195. L'intervalle de taille qui est observé est compris entre 15 et 35 cm. Pour les deux sexes confondus la relation taille-poids obtenue est : $W = 0,0192 \cdot Lf^{2,8764}$. Le poids est significativement corrélé à la taille des individus ($R^2 = 0,92$) (Figure 16b).

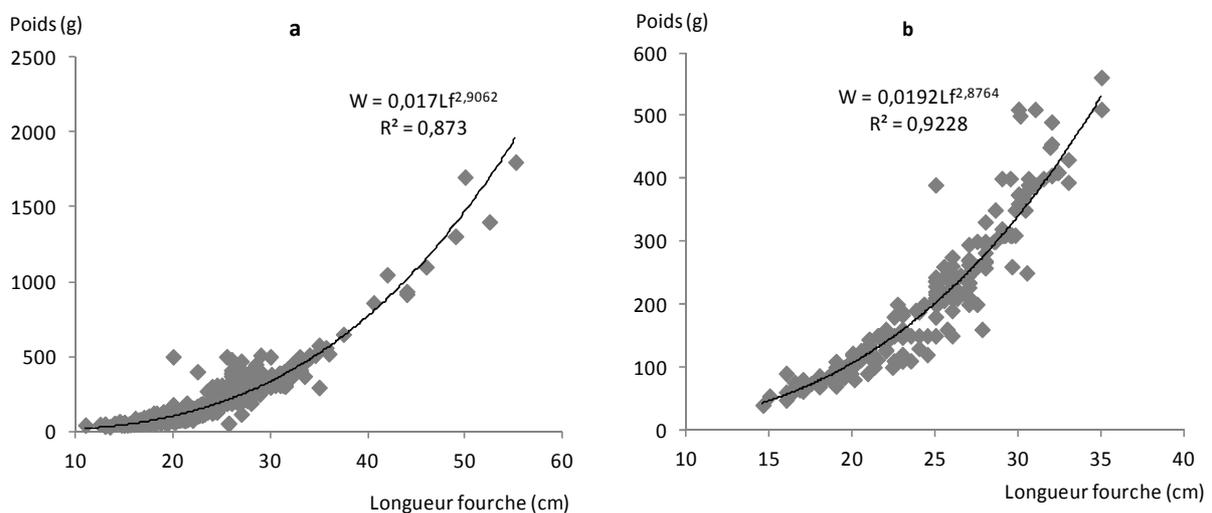


Figure 16 : Évolution de la relation taille/poids chez *Mugil cephalus* (a) et *Mugil capurrii* (b) sur l'estuaire du fleuve Sénégal de 2010 à 2012. Nombre d'individus respectifs par espèce N : N1 = 1017 ; N2=195.

3.5. Facteur de condition (K)

3.5.1. *Mugil cephalus*

Les valeurs les plus élevées de K ont été obtenus en mer pendant le mois de décembre et sur l'estuaire du fleuve en octobre et décembre. Le facteur de condition est de $1,48 \pm 0,35$ en décembre et de $1,43 \pm 0,23$ en octobre sur l'estuaire du fleuve contre $1,44 \pm 0,32$ en mer pendant le mois de décembre. A l'inverse les valeurs les plus faibles du facteur de condition ont été obtenues en octobre ($1,17 \pm 0,16$) et en novembre ($0,99 \pm 0,16$) respectivement en mer et sur l'estuaire du fleuve. Entre juin et septembre, les valeurs de K étaient comprises entre 1,24 et 1,29 en mer (Figure 17a). Sur l'estuaire du fleuve, elles varient de 1,22 à 1,36 (Figure 17b). En décembre, le facteur de condition était de $1,48 \pm 0,35$ sur l'estuaire du fleuve contre $1,44 \pm 0,32$ en mer et en janvier, il a été de $1,31 \pm 0,36$ sur l'estuaire du fleuve contre $1,24 \pm 0,16$ en mer (Figure 17a, 17b).

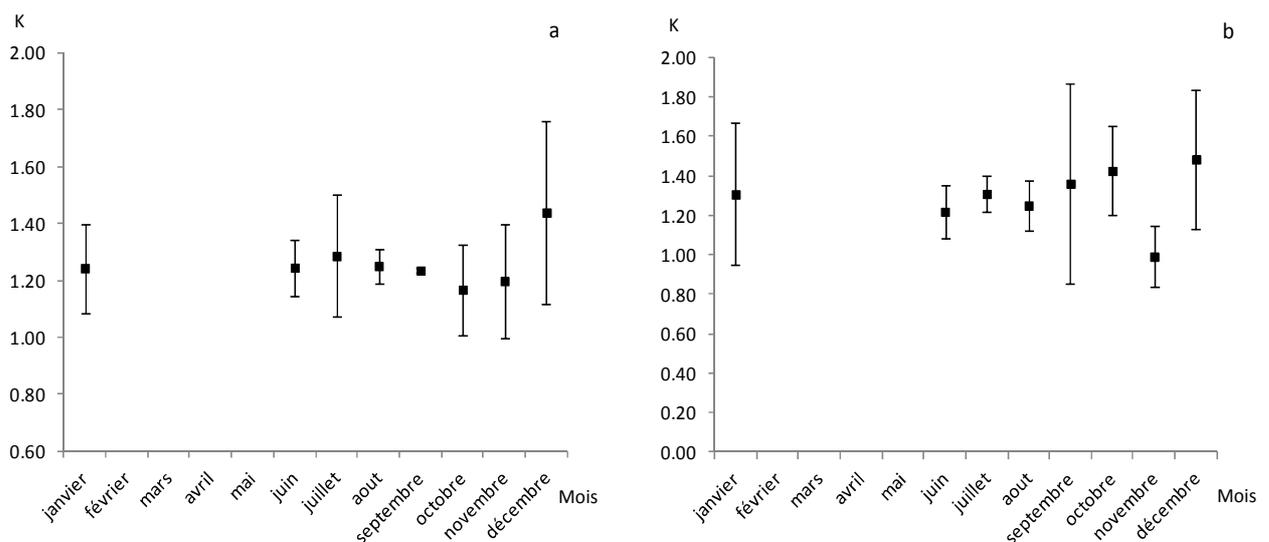


Figure 17 : Variations mensuelles du facteur de condition (K) de *Mugil cephalus* en (a) mer et sur (b) l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

3.5.2. *Mugil capurrii*

Les résultats montrent que les valeurs de K les plus élevées ont été obtenues en mer spécifiquement en décembre ($1,74 \pm 0,68$) et en janvier ($2,38 \pm 5,52$) (Figure 18a). Sur l'estuaire du fleuve, le facteur de condition moyen était de $1,24 \pm 0,26$ en décembre ; de $1,37 \pm 0,13$ en juin et de $1,38 \pm 0,17$ en juillet (Figure 18b). Pour les autres mois échantillonnés la

taille de l'échantillon était faible pour faire l'objet d'analyse. En mer, le facteur de condition est relativement constant sur les mois échantillonnés. Par contre sur l'estuaire du fleuve, une nette variation de K a été notée.

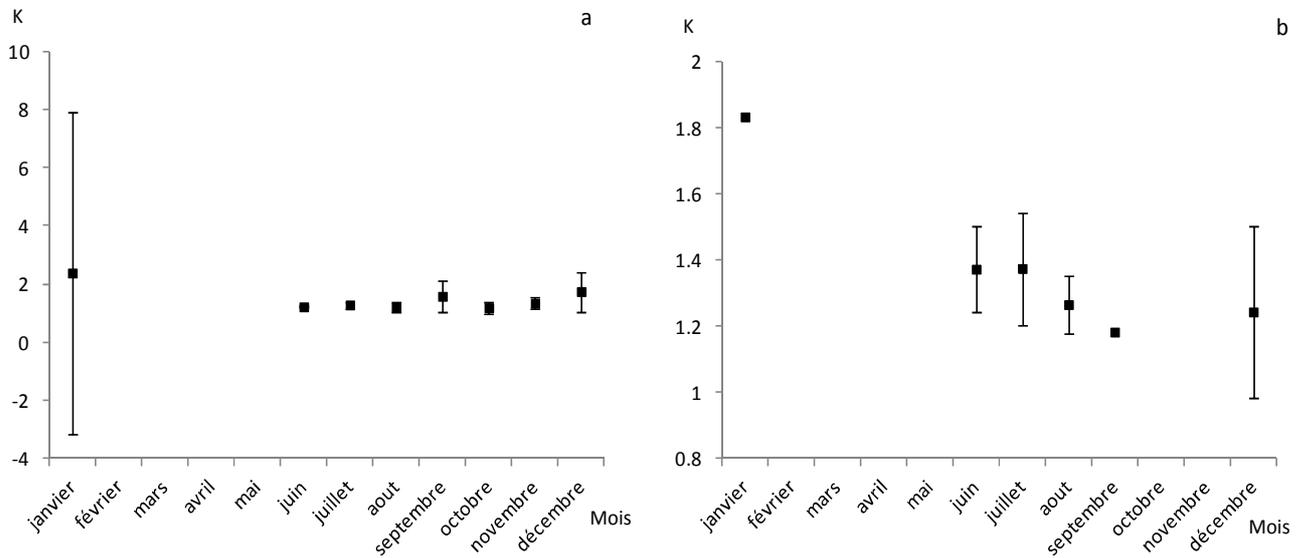


Figure 18 : Variations mensuelles du facteur de condition (K) de *Mugil capurrii* en (a) mer et sur (b) l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

3.5.3. *Argyrosomus regius*

Les valeurs les plus élevées de K ont été obtenues en juillet ($1,50 \pm 1,19$), décembre ($1,21 \pm 0,41$) et juin ($1,25 \pm 0,56$). Par contre, la plus faible valeur moyenne de K pour *A. regius* a été obtenue en octobre ($0,69 \pm 0,13$) (Figure 19).

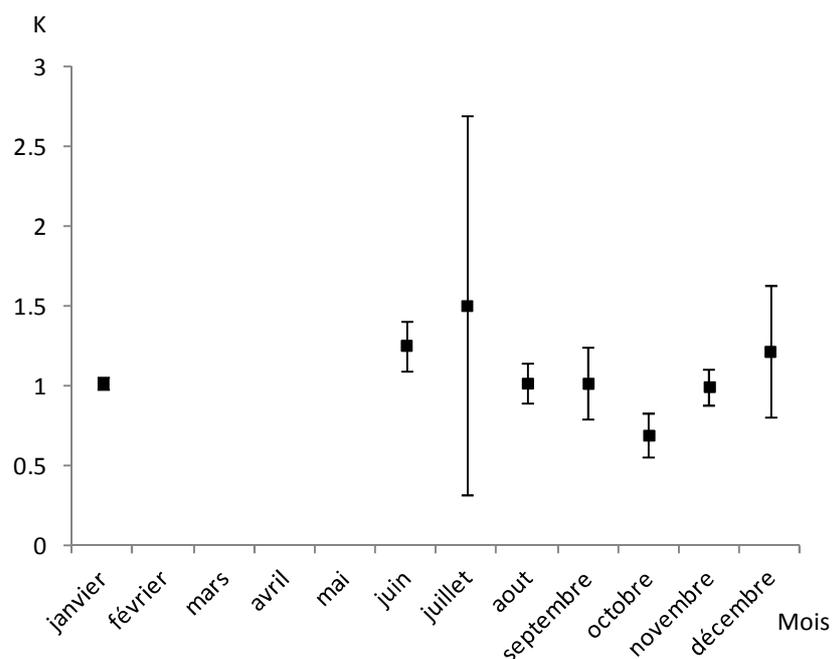


Figure 19 : Variations mensuelles du facteur de condition (K) d'*Argyrosomus regius* en mer sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.

3.5.4. *Pomatomus saltatrix*

En ce qui concerne *P. saltatrix*, la comparaison des valeurs de K entre les deux mois où l'espèce a été capturée au cours des échantillonnages biologiques, montre que le facteur de condition était plus élevé en juin ($1,32 \pm 0,15$) qu'en octobre ($0,80 \pm 0,17$).

3.6. Relation environnement/captures

3.6.1. *Mugil cephalus*

L'analyse conjointe de l'évolution saisonnière des captures, de la température de surface et de l'indice d'upwelling montre que l'abondance des captures est plus importante lorsque les températures sont faibles et l'indice d'upwelling élevée (saison froide). Par contre, lorsque les températures sont élevées et l'indice d'upwelling faible (saison chaude), les quantités de captures deviennent moins abondantes. En février pour une température de $19,9^{\circ}\text{C}$ et un indice d'upwelling de 3,6 enregistrés, la quantité des captures de *M. cephalus* était de 105,1 tonnes. Par contre, au mois d'août où une température de $26,9^{\circ}\text{C}$ et un indice d'upwelling de 0,5 ont été mesurés ; 16,7 tonnes seulement ont été débarqués pour *M. cephalus* (Figure 20a, 20b).

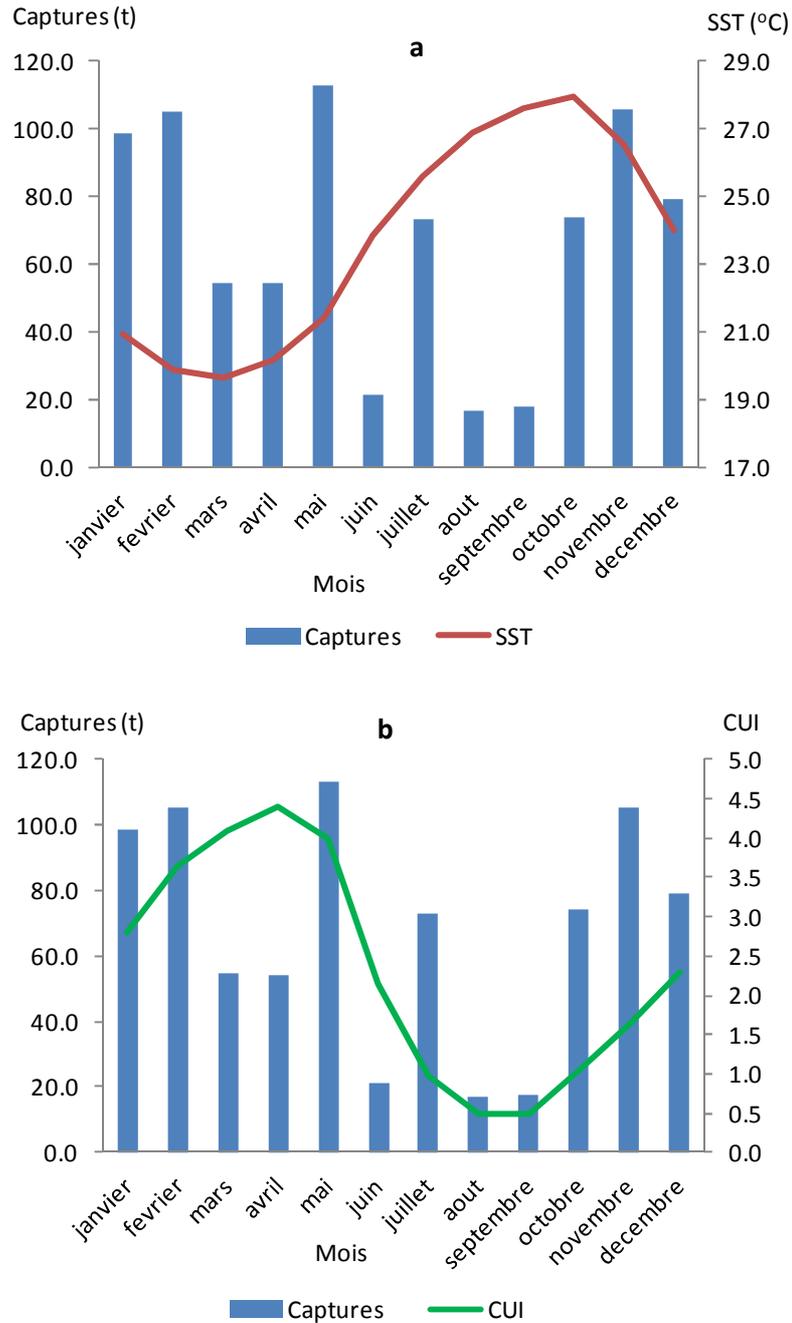


Figure 20 : Variation saisonnière des captures totales de *Mugil cephalus* en rapport avec la température de surface (a) et l'indice d'upwelling (b) sur la Grande côte du Sénégal entre 2004 et 2009. SST = Température de surface de mer ; CUI : Indice d'upwelling côtier.

3.6.2. *Argyrosomus regius*

L'évolution de la température et de l'indice d'upwelling en rapport avec l'abondance des captures d'*A. regius* montre que l'abondance des captures est plus importante d'une part en janvier (103,6 tonnes) et mars (53,9 tonnes), mois où les températures sont faibles (21,0 et

19,6 ° C) et l'indice d'upwelling est élevée (2,8 et 4,1), d'autre part en août (72,1 tonnes) et septembre (46,0 tonnes), mois qui sont caractérisés par des températures élevées (26,9 et 27,6 ° C) et un indice d'upwelling faible (0,5). Néanmoins l'abondance des captures de l'espèce restent assez importantes pendant les autres mois (Figure 21a, 21b).

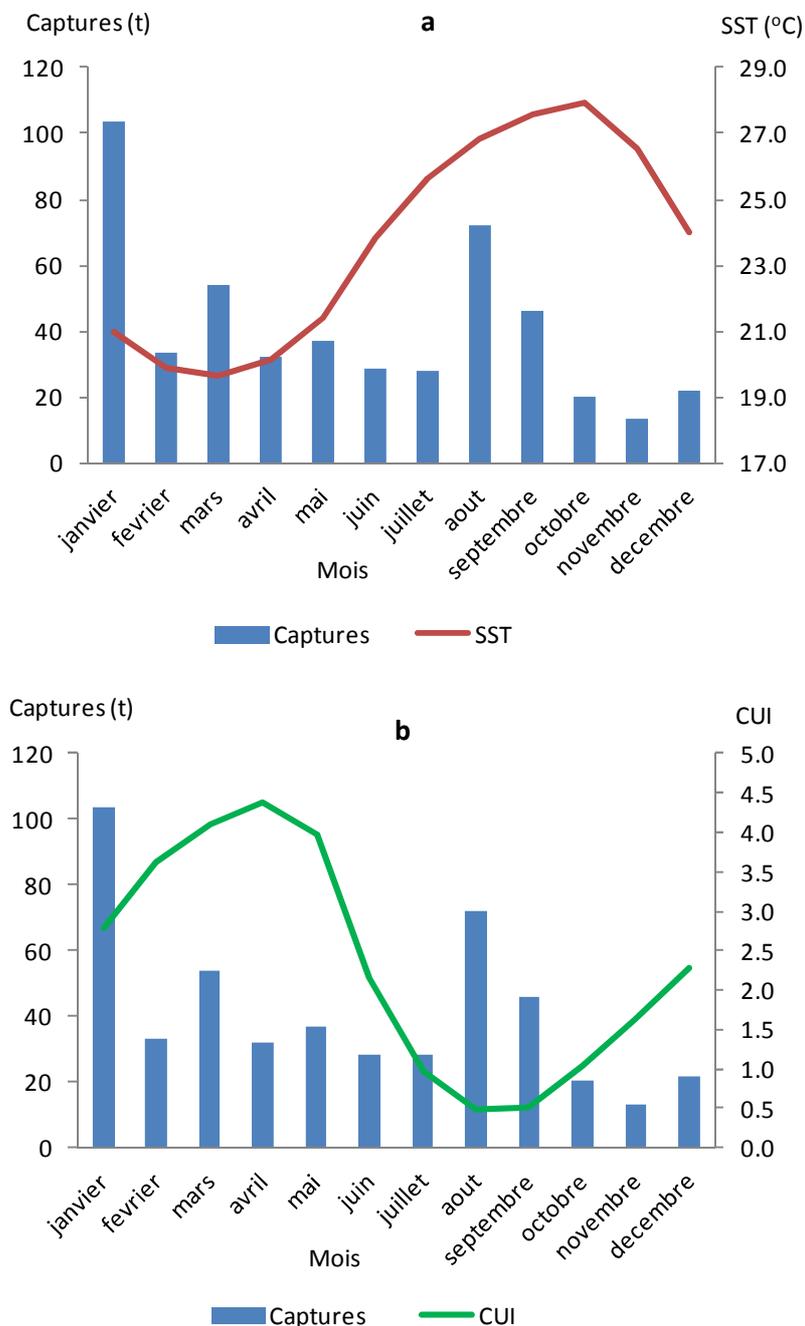


Figure 21 : Variation saisonnière des captures totales d'*Argyrosomus regius* en rapport avec la température de surface (a) et l'indice d'upwelling (b) sur la Grande côte du Sénégal entre 2004 et 2009. SST = Température de surface de mer ; CUI : Indice d'upwelling côtier.

3.6.3. *Pomatomus saltatrix*

L'analyse des Figures 22a et 22b, montrent que les captures les plus importantes du tassergal : *P. saltatrix* se situent dans la période d'interface de saison froide et de saison chaude, correspondant aux mois de mai et juin. Pendant le mois de juin où les plus importants débarquements de l'espèce ont lieu, la température enregistrée était de 23,8 ° C et l'indice d'upwelling de 2,2 (Figure 22a, 22b).

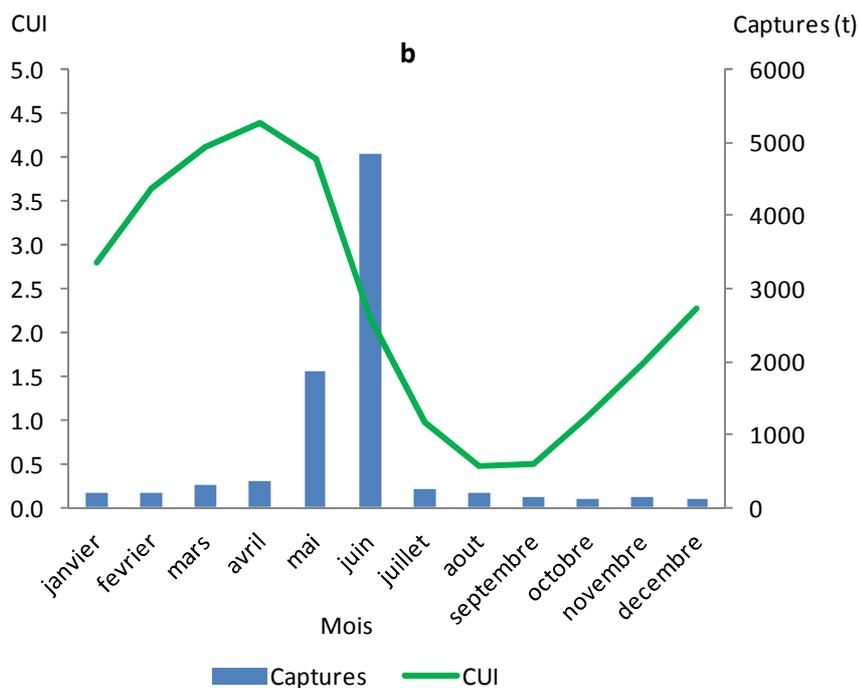
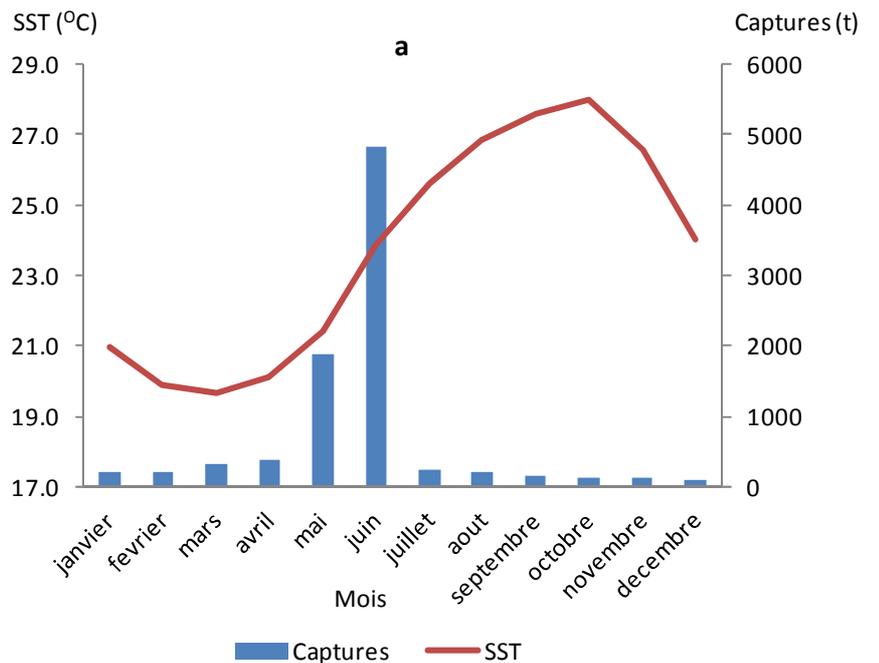


Figure 22 : Variation saisonnière des captures totales de *Pomatomus saltatrix* en rapport avec la température de surface (a) et l'indice d'upwelling (b) sur la Grande côte du Sénégal entre 2004 et 2009. SST = Température de surface de mer ; CUI : Indice d'upwelling côtier.

4. Discussion

4.1. Distribution saisonnière des tailles

4.1.1. *Mugil cephalus*

La distribution en taille de l'espèce révèle trois principaux groupes de tailles distribués différemment selon les mois sur la zone marine côtière nord du Sénégal. Ceci laisse suggérer l'existence d'une migration différentielle selon la taille des individus de l'espèce. Des résultats similaires ont été obtenus en Mauritanie (Bernadon & Vall 2004 ; Vall 2004).

4.1.2. *Argyrosomus regius*

Deux périodes se sont distinguées selon la distribution saisonnière en taille de l'espèce : une période peuplée par les individus adultes (janvier-fin juillet) et une période marquée par la présence des juvéniles de l'espèce (août-décembre). Ceci fait penser que la période de reproduction de la courbine interviendrait peu avant l'abondance des juvéniles ; soit de mai à juillet. Tixerant (1974) situe la période de ponte de la courbine d'octobre à juin. D'après les résultats obtenus sur la ponte de l'espèce en Mauritanie (IMROP, 2007), la ponte principale se déroulerait entre avril et mai. Par conséquent, nos observations sur la distribution saisonnière des juvéniles concordent avec ces observations.

4.1.3. *Pomatomus saltatrix*

Les captures de tassergal sur la Grande côte de 2004-2009 sont largement dominées par des individus de tailles moyennes (40-50), sauf pendant le mois de juin où les tailles des individus dominants sont comprises entre 50 et 60 cm. L'apparition successive de taille croissante des individus dans les captures s'expliquerait par l'arrivée tardive par migration des individus de grandes tailles. Champagnat *et al.* (1983) a clairement montré l'existence de migration différentielle de taille des individus de *P. saltatrix*.

4.2. Structures démographiques

4.2.1. *Mugil cephalus*

A travers l'analyse des structures démographiques de *M. cephalus*, il en ressort que population de mullet jaune au niveau de la Grande côte du Sénégal présente une distribution bimodale (25-26 cm et 50-51 cm). Ceci suggère l'existence de deux cohortes. Le second mode enregistré chez l'espèce est semblable à celui obtenu dans la zone de Nouakchott ((49 cm), Inejih 2009).

4.2.2. *Argyrosomus regius*

Globalement, la population d'*A. regius* au niveau de la Grande côte du Sénégal présente une distribution unimodale (40-41 cm). Ceci révèle l'existence d'une seule cohorte. Le mode est proche de celui obtenu chez la courbine à Nouakchott (44 cm (Inejih 2009)). Par contre, il est différent et très inférieur à celui obtenu chez cette espèce à Nouadhibou (152 cm).

4.2.3. *Pomatomus saltatrix*

La population de *P. saltatrix* au niveau de la Grande côte du Sénégal présente une distribution unimodale (47-48 cm), correspondant éventuellement à une seule cohorte. Cette distribution modale diffère de celle obtenue en Mauritanie, qui révèle une structure à deux modes ; l'un situé entre 75-80 cm de LT et l'autre entre 100-105 cm LT.

4.3. Distribution comparée de la taille des espèces entre fleuve et mer

4.3.1. *Mugil cephalus*

La prédominance des individus de petites tailles chez l'espèce sur l'estuaire du fleuve suggère que les populations de l'espèce rencontrées sur l'estuaire du fleuve sont constituées de juvéniles et de pré-adultes. Par contre en mer, les populations de *M. cephalus* sont constituées essentiellement d'individus de grandes tailles. Cette observation traduit que l'estuaire du fleuve abrite les individus de petites tailles (immatures) tandis que le milieu marin est colonisé par les individus de grandes tailles. Ces résultats concordent avec ceux évoqués par Brusle & Cambrony (1992), qui stipulent qu'après la reproduction qui a lieu en mer, seuls les juvéniles de *M. cephalus* gagnent les estuaires. Ce résultat confirme également

l'existence d'une migration différentielle de taille des individus chez l'espèce (Bernadon & Vall 2004 ; Vall 2004) entre le milieu marin et le milieu estuarien.

4.3.2. *Mugil capurrii*

Contrairement à *M. cephalus*, *M. capurrii* ne montre pas une distribution différentielle en taille des individus entre l'estuaire du fleuve et la mer. En effet, autant en mer que sur l'estuaire du fleuve, diverses gammes de tailles ont été observées chez l'espèce. Cette situation suggère une plus large tolérance des conditions environnementales qui prédominent dans les différents milieux.

4.4. Relation environnement/captures

4.4.1. *Mugil cephalus*

Les résultats mettent clairement en évidence le rôle de la température de surface et celui de l'indice d'upwelling sur l'abondance des captures de *M. cephalus*. En effet, les écarts importants de températures de surface (anomalies) induisent l'intensification de l'upwelling qui entraîne ainsi un enrichissement en éléments nutritifs des eaux de surface par une remontée des eaux froides de profondeur (Deme-Gningue *et al.* 1990). Ce fait favorise par la suite, le développement de plancton qui constitue la base de l'alimentation des poissons pélagiques et la survie des larves, le recrutement et *in fine*, les captures. Il s'avère que l'abondance de *M. cephalus* au niveau de la zone d'étude est saisonnière et est sous l'influence des conditions environnementales. L'espèce y est particulièrement abondante durant la saison froide.

4.4.2. *Argyrosomus regius*

L'absence de relation nette entre l'abondance des captures et les paramètres physiques retenus révèle une faible sensibilité de l'espèce à la température de surface de l'eau du fait que *A. regius* est une espèce démersale. Par contre, il apparaît que les abondances les plus importantes de l'espèce se situent d'une part en saison chaude (août, septembre) et d'autre part en saison froide (janvier). Néanmoins, l'abondance de l'espèce pourrait être influencée par d'autres paramètres que l'indice d'upwelling et la température de surface de l'eau.

4.4.3. *Pomatomus saltatrix*

Les résultats présument un séjour temporaire de l'espèce dans la zone d'étude lors de sa migration du nord vers le sud. Ceci vient confirmer les informations empiriques obtenues auprès des pêcheurs de la zone sur la migration du tassergal et également les résultats des travaux scientifiques de Champagnat *et al.* (1983). Cette migration peut ainsi s'expliquer soit par des besoins de reproduction et/ou de recherche de conditions environnementales et d'alimentation favorables. L'effet de l'upwelling et de la température de surface de l'eau sur l'abondance des espèces étudiées en particulier concordent avec celles obtenues par Cury & Roy (1987) et par Diatta *et al.* (2010) sur les ressources pélagiques de manière générale.

4.5. Relation taille/poids

Les coefficients d'allométrie b de *M. cephalus* et *M. capurrii*, plus élevées en mer (respectivement 3,01 et 3,07) que sur l'estuaire du fleuve (respectivement 2,91 et 2,88) indiquent une meilleure croissance en poids qu'en longueur (N'da & Deniel 2005) en mer que sur l'estuaire du fleuve. Cela traduit ainsi une augmentation du poids au détriment de la longueur des individus sous l'effet de la maturation des gonades des individus se trouvant en mer par rapport à ceux qui vivent dans l'estuaire du fleuve. Ce résultat confirme une fois encore l'hypothèse selon laquelle la reproduction des espèces a lieu principalement en mer. Pour *A. regius* la valeur de b légèrement inférieure à 3, indique une meilleure croissance en longueur qu'en poids. Cela peut s'expliquer par le fait que l'essentiel des captures de l'espèce était constitué de juvéniles et de pré-adultes, qui favorisent généralement la croissance en taille au détriment d'autres phénomènes biologiques comme la reproduction. La valeur élevée de b chez *P. saltatrix*, pourrait être liée à la taille faible de l'échantillon ainsi qu'à la gamme de taille des individus qui constituaient l'échantillon (Froese 2006), d'autant plus que les individus qui ont été capturés en juin, étaient de stades de maturité sexuelle très avancés. Cela aurait également pour conséquences une croissance plus favorable en poids qu'en longueur du fait de la maturation des gonades pour la reproduction de l'espèce. La couverture de larges gammes de tailles et l'échantillonnage d'un nombre plus important d'individus étaient rendus difficiles par la présence très saisonnière et assez ponctuelle de l'espèce dans la zone d'étude pendant qu'elle effectue sa migration (Champagnat *et al.* 1983).

4.6. Facteur de condition

Les valeurs élevées du coefficient de condition moyen pendant les mois de décembre et janvier en particulier pour *M. cephalus* et *M. capurrii* s'expliqueraient d'une part par la richesse du milieu en éléments nutritifs et aux températures favorables sous l'effet de l'upwelling côtier dans la zone d'étude durant cette période et d'autre part par la maturation des gonades chez les espèces étudiées. Cela est confirmé par la coïncidence des valeurs élevées de K pour ces espèces aux mois correspondants principalement à la maturation avancée des gonades (cf. § Chapitre 4). C'est les cas de *M. cephalus* et de *M. capurrii* pour les mois de décembre et janvier et de *P. saltatrix* pour le mois de juin. Les valeurs moyennes élevées de K obtenues sur l'estuaire du fleuve par rapport à celles obtenues en mer chez *M. cephalus* sont liées au fait que les conditions qui sévissent dans ce milieu sont très favorables au développement de la phase juvénile pour cette espèce. En effet, cette zone, en général turbide et riche en éléments nutritifs sous l'effet des apports terrigènes met les juvéniles à l'abri de la prédation et du stress, leur procurant ainsi l'énergie nécessaire à leur croissance. Quant à *M. capurrii*, même si la maturation des gonades ait lieu aussi bien mer que sur l'estuaire du fleuve, les valeurs du coefficient de condition suggère une meilleure forme physique en mer qu'au niveau du fleuve surtout pendant les mois de décembre et de janvier.

5. Conclusion

La structuration en taille des espèces à l'échelle spatiale et temporelle de même que la relation environnement / abondance de la ressource ont été étudiées dans ce chapitre. Une distribution différentielle en taille a été notée chez les espèces en fonction des saisons. Pour *M. cephalus*, les pré-adultes sont abondants sur la Grande côte de juin à novembre (saison chaude) et les adultes y sont essentiellement abondants de décembre à mai (saison froide). Concernant *A. regius* les adultes sont prédominants sur la période janvier-juillet et l'abondance des juvéniles et pré-adultes s'étend sur la période d'août-décembre. L'essentiel des individus de *P. saltatrix* qui peuplent la zone sont de tailles ≥ 40 cm. L'abondance des grands reproducteurs (> 50 cm) pour cette espèce se situe sur la période avril-août avec un pic en juin. Les structures démographiques des trois espèces suggèrent l'existence de deux cohortes pour *M. cephalus* au niveau de la zone d'étude. Par contre, une seule cohorte est observée pour chacune des espèces *A. regius* et *P. saltatrix*.

En définitive, l'estuaire du fleuve constitue une zone de nurserie très favorable au développement de la phase juvénile de *M. cephalus*. Quant à la mer, elle abrite les grands individus de *M. cephalus* qui y accomplissent leur maturation. Pour *M. capurrii* il n'y a pas de différence significative entre les tailles des individus en mer et dans l'estuaire du fleuve. La température de surface de l'eau et l'indice d'upwelling ont une influence directe sur l'abondance des captures des espèces étudiées à l'exception de la courbine *A. regius* qui est une espèce de fond et par conséquent serait moins sensible aux fluctuations qui se produisent en surface.

La connaissance de la distribution spatio-temporelle des juvéniles et des adultes des espèces, ainsi que des facteurs physiques qui régulent l'abondance de ces espèces, sont fondamentales pour leur aménagement. En plus, la détermination des zones de nurserie et de croissance des juvéniles de *M. cephalus* en particulier à travers cette étude constituent une information capitale pour la préservation de l'espèce par la protection de la zone de croissance identifiée (estuaire du fleuve).

La période de maturation des gonades est caractérisée chez les espèces étudiées par un coefficient d'allométrie et un facteur de condition plus élevés chez les populations des espèces cibles que sur les autres périodes. Ainsi, par une approche comparative, ces deux paramètres peuvent être considérés comme des indicateurs qui renseignent sur les périodes de maturation avancée des gonades et/ou de reproduction des espèces étudiées. Ce résultat prouve l'avantage d'intégrer l'analyse de l'évolution du coefficient d'allométrie et du facteur de condition dans l'étude du cycle de reproduction des espèces de poissons ainsi que suggéré par Froese (2006).

CHAPITRE 4 : REPRODUCTION

1. Introduction

La reproduction des poissons est une stratégie de contribution au renouvellement du stock. Ainsi, la compréhension de son déroulement au sein d'une population de poissons est d'un grand intérêt pour l'évaluation de l'état des peuplements et pour la gestion de la ressource (Jakobsen *et al.* 2009). De nombreuses mesures de gestion des ressources halieutiques et des pêcheries sont basées sur les indicateurs liés à la reproduction des poissons (Froese 2004 ; Ngom Sow *et al.* 2011). En effet, la disposition d'informations relatives à la période de reproduction, à la taille de première maturité sexuelle d'une espèce ou à la proportion des mâles ou des femelles dans les captures d'une espèce et également aux paramètres physico-chimiques qui influencent le plus la reproduction d'une espèce est fondamentale dans les processus d'aménagement des espèces. La présente étude, qui vise à étudier la reproduction de quatre espèces de poissons : *Mugil cephalus* (Mugilidae) *M. capurrii* (Mugilidae), *Argyrosomus regius* (Scianidae) et *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) au niveau de la Grande côte du Sénégal, s'inscrit parfaitement dans cette dynamique.

Divers travaux ont été menés sur l'étude des traits de vie y compris de la reproduction de ces espèces dans certaines régions du monde. C'est le cas pour *M. cephalus* en Taiwan (Ke *et al.* 2009) et dans diverses zones géographiques (Durand *et al.* 2012 ; Whitfield *et al.* 2012) ; de *M. capurrii* en Mauritanie (Vall 2004) et en Guinée (Trape & Durand 2011) ; d'*A. regius* en Espagne (Gonzalez-Quieros *et al.* 2011 ; Gil *et al.* 2013) et sur l'océan atlantique et sur la mer méditerranée (Haffray *et al.* 2012) et de *P. saltatrix* au USA (Salerno *et al.* 2001 ; Robillard *et al.* 2009) et en Turquie (Ceyhan *et al.* 2007).

Toutefois, malgré l'importance écologique et économique (Thomson 1997) de ces espèces au Sénégal, les informations disponibles sur leurs traits de vie sont anciennes (Tixerant 1974 ; Champagnat *et al.* 1983) ou très limitées (Sarr *et al.* 2012). Or, dans la politique d'aménagement des ressources halieutiques dans laquelle s'est lancée notre pays (Sénégal), la disposition de connaissances récentes sur la biologie des espèces est un aspect fondamental dans l'élaboration de plan d'aménagement et au succès de son application. Par conséquent, cela constitue le socle fort de la présente étude.

2. Matériel et méthodes

2.1. Données

Des échantillonnages biologiques ont été réalisés sur trois points de débarquement (Kayar, Fass Boye, Saint-Louis) sur la Grande côte du Sénégal en mer et sur l'estuaire du fleuve Sénégal en janvier, juin, juillet, août, septembre, octobre novembre et décembre entre 2010 et 2012. Le choix de ces mois s'explique d'une part par le fait qu'ils couvrent la période de reproduction et d'abondance des espèces étudiées dans la zone et d'autre part par le fait que la présence de ces espèces dans la zone d'étude est très saisonnière.

A chaque fois que les espèces cibles ont été capturées, au moins 100 individus ont été mesurés (longueur fourche en cm), pesés (en g) à l'aide d'une balance électronique puis sexés et le stade sexuel déterminé à condition qu'il y ait 100 individus capturés. Au total, 1587 individus de *M. cephalus*, dont 570 individus capturés en mer, de taille comprise entre 19 cm et 58 cm LF et 1017 individus provenant de l'estuaire du fleuve, de taille variant entre 11 cm et 55 cm LF, ont été échantillonnés. Pour *M. capurrii* au total 520 individus dont 325 en mer, de taille comprise entre 12 et 50 cm LF, et 195 sur l'estuaire du fleuve de taille variant entre 15 et 35 cm LF, ont été capturés. Les échantillons d'*A. regius* et de *P. saltatrix* proviennent de la mer. L'échantillon d'*A. regius* était constituée de 189 individus de taille comprise entre 14 et 87 cm LT. Par contre, *P. saltatrix* étant capturé uniquement en juin et octobre, l'échantillon était composé de 71 individus de taille de 35 à 69 cm LF (Tableau 3).

2.2. Méthodes

2.2.1. Rapport gonado-somatique

Les gonades ont été prélevées et pesées (en gramme), afin de calculer le rapport gonado-somatique (RGS) des individus. Cet indice est calculé suivant cette formule :

$$\text{RGS} = (\text{Pg} / \text{P}) \times 100 \quad (4)$$

Où, Pg est le poids des gonades (en g) et P est le poids frais total non éviscéré (en g).

2.2.2. Sex-ratio

Le sex-ratio est calculé à partir des individus dont le sexe a été déterminé étant donné que les gonades mâles et femelles ne peuvent pas être différenciées à une certaine taille.

Tableau 3 : Nombre (N) et tailles minimales (Lmin) et maximales (Lmax) des individus échantillonnés chez *Mugil cephalus*, *Mugil capurrii*, *Argyrosomus regius* et *Pomatomus saltatrix* en mer (Grande côte) et sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

Mois	Mer								Estuaire du fleuve Sénégal			
	<i>Mugil cephalus</i>		<i>Mugil capurrii</i>		<i>Argyrosomus regius</i>		<i>Pomatomus saltatrix</i>		<i>Mugil cephalus</i>		<i>Mugil capurrii</i>	
	N	Lmin-Lmax (cm)	N	Lmin-Lmax (cm)	N	Lmin-Lmax (cm)	N	Lmin-Lmax (cm)	N	Lmin-Lmax (cm)	N	Lmin-Lmax (cm)
Janvier	181	25-57	31	16-50	6	34-54	0	-	41	23-41	1	30
Juin	33	29-56	2	27-32	33	30-59	39	38-69	49	20-53	49	19-35
Juillet	31	20-51	7	19-27	28	20-87	0	-	182	13-28	50	15-30
Août	49	19-30	108	12-28	40	14-77	0	-	104	16-22	8	15-19
Septembre	22	23-37	27	18-29	45	19-85	0	-	143	17-30	1	18
Octobre	4	23-33	94	17-30	12	37-62	32	35-59	92	14-55	0	-
Novembre	29	38-50	41	21-45	7	28-84	0	-	176	18-49	0	-
Décembre	221	19-58	15	20-32	18	32-54	0	-	230	11-46	86	19-35
Total général	570	19-58	325	12-50	189	14-87	71	35-69	1017	11-55	195	15-35

En effet, Chang *et al.* (1995) indique que la différenciation sexuelle de *M. cephalus* commence au delà de l'âge de 12 mois. Le sex-ratio a été calculé en faisant le rapport des individus femelles et des individus mâles multiplié par 100.

$$S = F/M * 100 \quad (5)$$

Où, S est le sex-ratio, F le nombre d'individus femelles et M le nombre d'individus mâles.

2.2.3. Stades sexuels

Pour la détermination des stades sexuels, l'échelle de maturation adoptée par Albaret & Legendre (1985) a été utilisée. Elle définit sept stades sexuels :

- Le stade 1 correspond aux individus complètement immatures. Les gonades sont légèrement allongées et élargies. Elles ne présentent pas de vascularisation superficielle.
- Le stade 2 est caractérisé par l'individualisation d'un groupe d'ovocytes de petit diamètre en prévitellogénèse. A la surface des gonades apparaît une légère vascularisation.
- Au stade 3, une croissance ovocytaire s'amorce véritablement avec l'entrée d'une partie des ovocytes en phase de vitellogénèse (incorporation de la vitellogénine). A ce stade, les individus sont matures, c'est à dire que la réversibilité ovocytaire n'est plus possible. La vascularisation de surface s'accroît.
- Le stade 4 est caractérisé par une nette séparation du groupe modal d'ovocytes de diamètre le plus avancé du reste de la population ovocytaire. Ce groupe modal correspond aux ovocytes qui seront émis à la prochaine ponte, leur dénombrement permet d'estimer la fécondité. La quasi-totalité de la cavité abdominale est occupée par les gonades qui présentent une importante vascularisation superficielle.
- Le stade 5, très fugace, correspond à l'émission des produits génitaux et à l'ovulation. Les ovules (femelles) et le liquide spermatique (mâles) sont expulsés à la moindre pression sur l'abdomen.
- Les stades 6-2 et 6-3 sont consécutifs à la ponte et se distinguent principalement des stades 2 et 3 par la présence dans l'ovaire d'un petit nombre de gros ovocytes résiduels (non ovulés) en atresie.

2.2.4. Taille de première maturité sexuelle

La taille de première maturité sexuelle (L_{50}) est la taille à laquelle 50% des individus se trouvent à un stade avancé de leur premier cycle sexuel, c'est-à-dire les gonades présentent un stade supérieur ou égal à 3 de l'échelle de maturation sexuelle d'Albaret & Legendre (1985). Elle a été déterminée spécifiquement pendant la période de reproduction des espèces. La L_{50} a été déterminée pour *M. cephalus* et *M. capurrii* en modélisant par une fonction logistique le pourcentage de mâles et de femelles matures par intervalle de taille de 1 cm (FL) avec le logiciel de statistique R. La fonction logistique est exprimée selon l'équation :

$$\%M = 1 / (1 + \exp. * (-a (Cl - L_{50}))) \quad (6)$$

Où, $\%M$ est le pourcentage d'individus matures, a est la constante qui dépend de l'augmentation des proportions d'individus matures par classe de taille, Cl est la valeur centrale de la classe de taille et L_{50} est la longueur correspondant à 50% d'individus matures dans la population.

Pour les cas particuliers de *P. saltatrix* et d'*A. regius*, les données obtenues dans les échantillonnages n'étant pas suffisantes pour la détermination de la taille de première maturité sexuelle à partir des stades sexuels, La L_{50} a été estimée selon l'équation de Froese & Binholan (2000) à partir de la taille asymptotique (L_{∞}) estimée à partir de nos échantillons.

$$\log L_{\infty} = 0,044 + 0,9841 * \log(L_{\max}) \quad (7)$$

$$\log L_{50} = 0,8979 * \log L_{\infty} - 0,0782 \quad (8)$$

Où, L_{∞} = taille asymptotique ; L_{\max} = taille maximale observée ; L_{50} = taille à laquelle 50% des individus de la population sont matures.

3. Résultats

3.1. Rapport gonado somatique (RGS)

3.1.1. En mer

Les variations du rapport gonado-somatique chez *M. cephalus* montrent que les valeurs les plus élevées de l'indice ont été observées sur la période de novembre à janvier. En effet, le RGS est de 3,7 en novembre ; 5,7 en janvier et de 5,5 en décembre (Figure 23a). Pour *M. capurrii* les RGS les plus élevés ont été obtenues en novembre (3,9) et janvier (4,6) (Figure

23b). Les RGS calculés chez *Argyrosomus regius* sont très faibles durant la période d'étude. Ils étaient inférieurs à 1 (Figure 23c). Pour *Pomatomus saltatrix*, l'espèce n'ayant été capturée qu'en juin et octobre, la valeur du RGS calculée en juin (6,3) était plus élevée que celle obtenue en octobre (0,9).

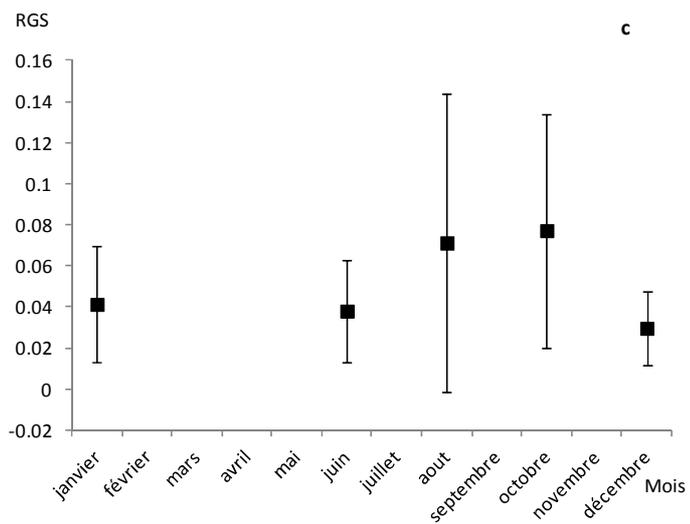
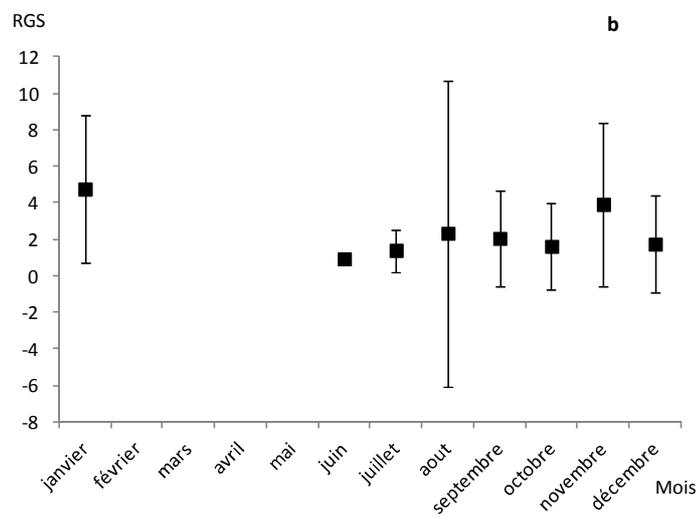
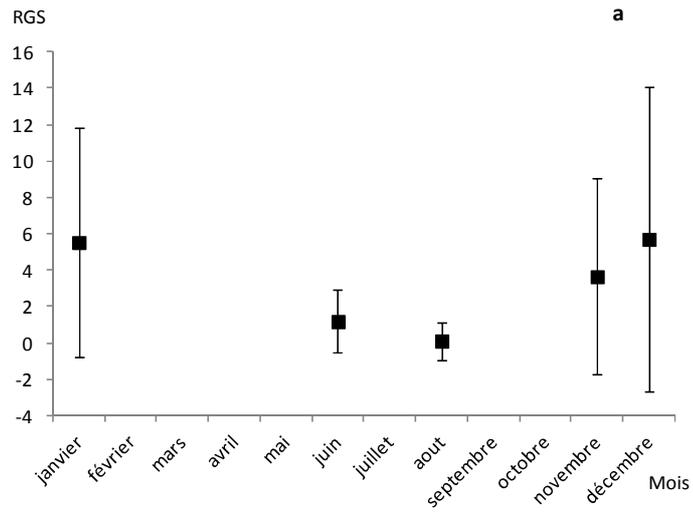


Figure 23 : Variations mensuelles du rapport gonado-somatique (RGS) chez *Mugil cephalus* (a), *Mugil capurrii* (b) et *Argyrosomus regius* (c) sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.

3.1.2. Sur l'estuaire du fleuve

Les rapports gonado-somatiques de *M. cephalus* sur l'estuaire du fleuve étaient très faibles. Le RGS moyen le plus élevé qui a été calculé, était inférieur à 1,5. En ce qui concerne *M. capurrii*, les RGS moyens sont également inférieurs à 2. Les RGS les plus élevés ont été obtenus en juin ($1,4 \pm 2,6$) et en juillet ($1,7 \pm 3,1$).

3.2. Stades sexuels

3.2.1. En mer

La variation des proportions relatives des stades sexuels chez *M. cephalus* montre une forte présence des stades 4 et 5 entre novembre et janvier. Les proportions des stades sexuels ≥ 6 étaient plus élevées en juin, bien que de faibles pourcentages de ces stades aient été notés en décembre et janvier. Quant aux individus immatures (stades < 3), une forte présence a été notée de juin à octobre (Figure 24a).

Pour *M. capurrii* une forte présence des stades 4 et 5 a été notée pendant les mois de juin, juillet et décembre. Les stades sexuels ≥ 6 ont été observés pendant le mois de décembre, par contre une forte présence des immatures (stades < 3) a été notée en septembre, août et janvier (Figure 24b).

Les individus rencontrés chez *A. regius* au cours des échantillonnages étaient de stades sexuels ≤ 3 . Les individus de stade 3 ont été observés particulièrement en octobre (Figure 24c).

Étant donné que *P. saltatrix* a été capturé pendant les mois de juin et d'octobre, l'analyse des stades sexuels révèlent une forte présence des stades 4 et 5 en juin. Les individus capturés pendant le mois d'octobre étaient de stades sexuels ≤ 3 et de stade 6-2.

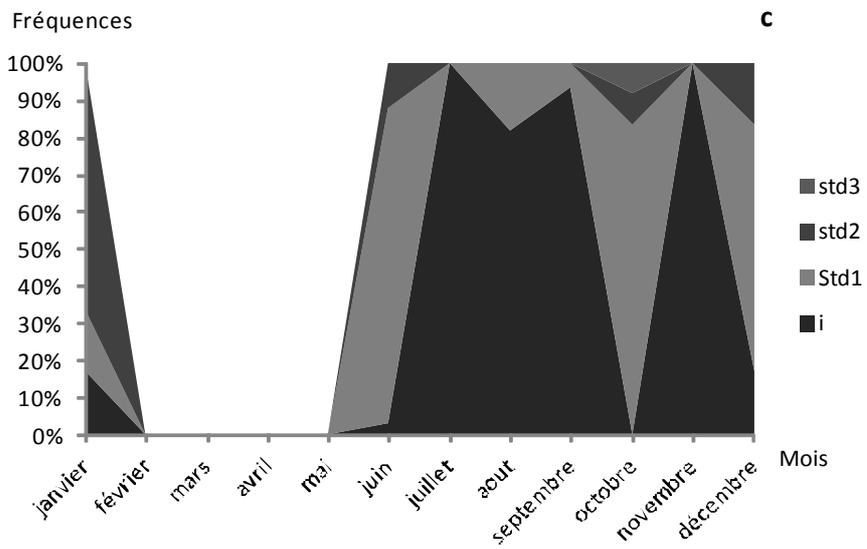
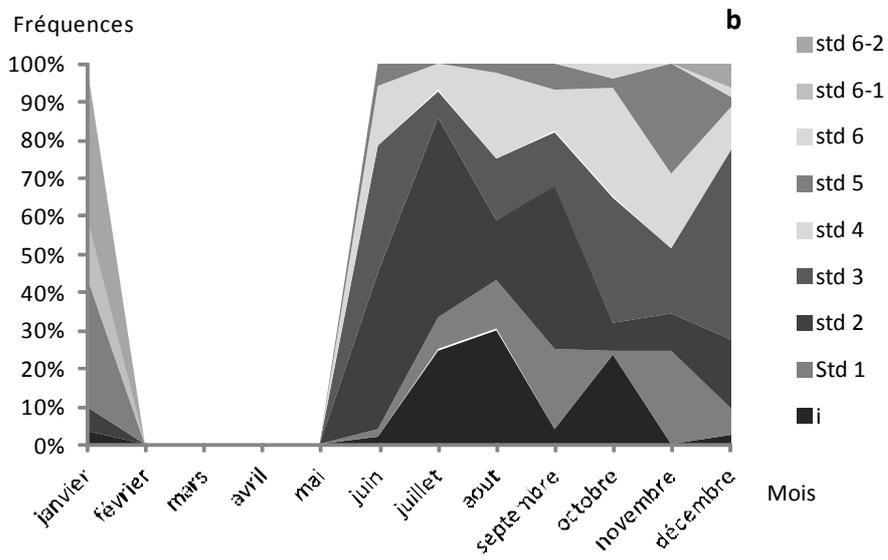
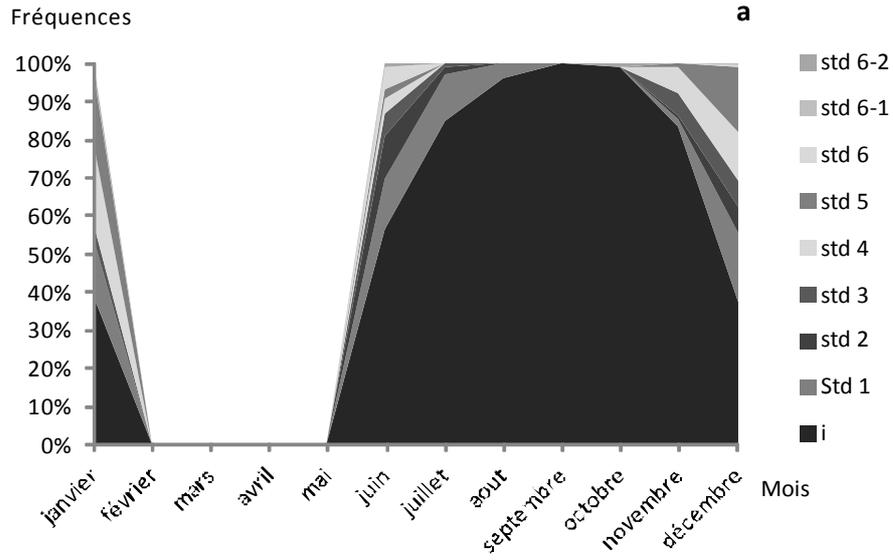


Figure 24 : Variations mensuelles des stades de maturité sexuelle chez *Mugil cephalus* (a), *Mugil capurrii* (b) et *Argyrosomus regius* (c) sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.

3.2.2. Sur l'estuaire du fleuve

Sur l'estuaire du fleuve les stades sexuels ≤ 2 étaient les plus présents chez *M. cephalus*. Les proportions d'individus de stades sexuels ≥ 3 étaient très faibles (Figure 25a). L'évolution des proportions relatives des stades sexuels chez *M. capurrii* montre une forte présence des stades sexuels 3, 4 et 5 en juin, juillet et décembre. Des proportions assez importantes de stades 6 et 6-2 ont été notées pendant le mois de décembre. Une forte présence des stades sexuels ≤ 3 a été notée de juin à août chez l'espèce sur l'estuaire du fleuve (Figure 25b).

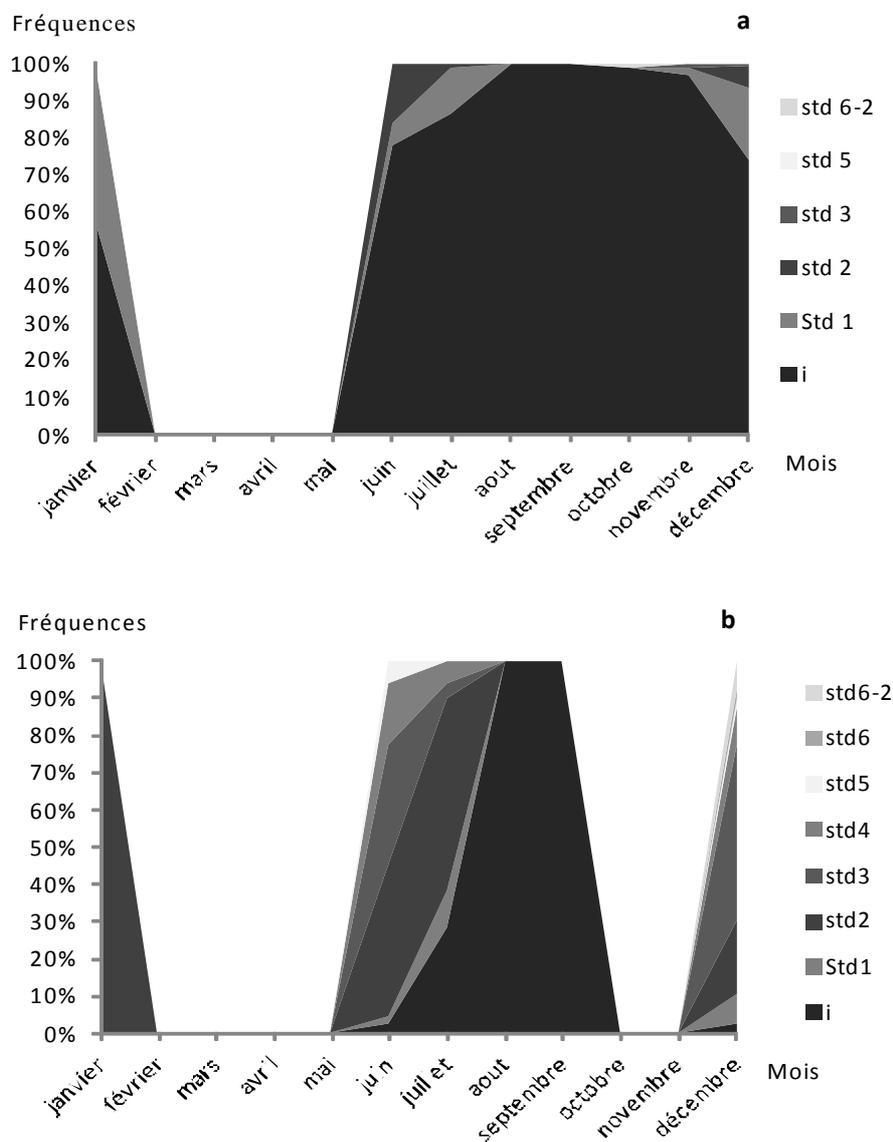


Figure 25 : Variations mensuelles des stades de maturité sexuelle chez *Mugil cephalus* (a) et *Mugil capurrii* (b) sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

3.3. Sex-ratio

3.3.1. En mer

L'analyse de l'évolution des sex-ratios chez *M. cephalus* montre une domination des mâles à l'exception des mois de juin et d'août (femelles > 50% (Figure 26a)). Chez *M. capurrii*, sur l'ensemble des mois échantillonnés, les mâles ont dominé les femelles à l'exception des mois de décembre et de janvier (femelles > 50% (Figure 26b)). Pour *A. regius*, se sont également les mâles qui ont dominé les femelles sauf pendant le mois de janvier (femelles > 50% (Figure 26c)). Concernant *P. saltatrix*, sur les deux mois où l'espèce a été capturée (juin et octobre), se sont les mâles qui ont dominé les femelles (< 50%).

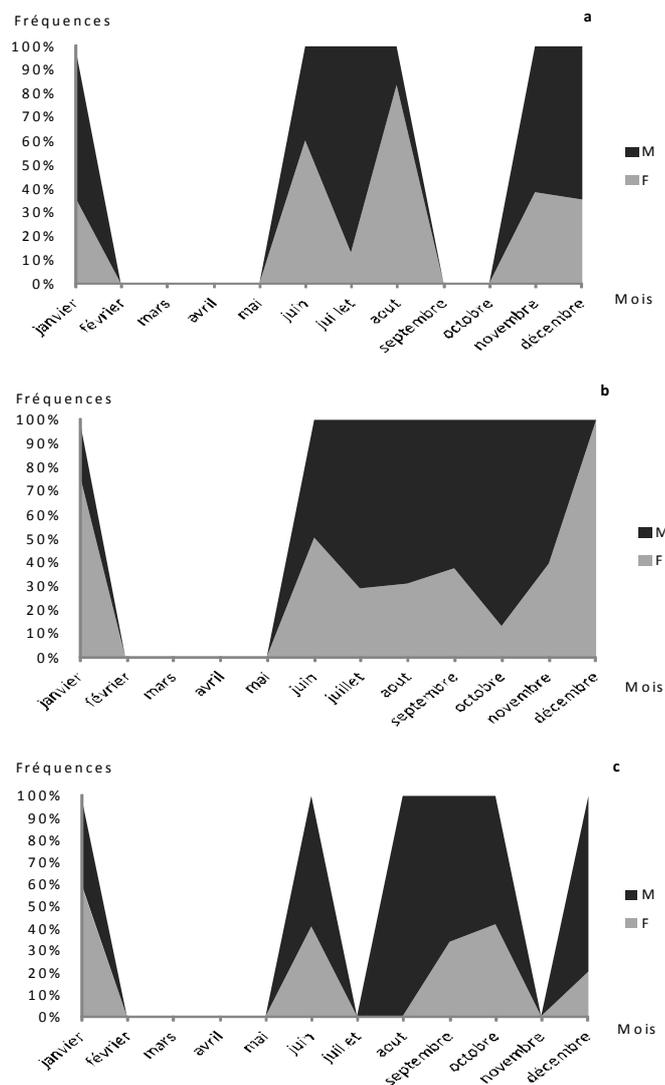


Figure 26 : Variations mensuelles du sex-ratio chez *Mugil cephalus* et *Mugil capurrii* et *Argyrosomus regius* sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.

3.3.2. Sur l'estuaire du fleuve

Les variations du sex-ratio chez *M. cephalus* au niveau du fleuve montrent une domination des femelles sur les mâles pendant les mois d'octobre et de janvier (> 50%). Par contre, pour les autres mois échantillonnés, les captures ont été dominées par les mâles (Figure 27a). Pour l'espèce *M. capurrii*, les femelles ont dominé les mâles dans les captures pendant le mois de décembre. Cependant, l'effectif obtenu pour le mois de janvier ne permet pas de se prononcer sur la domination du sexe chez l'espèce sur l'estuaire du fleuve (Figure 27b).

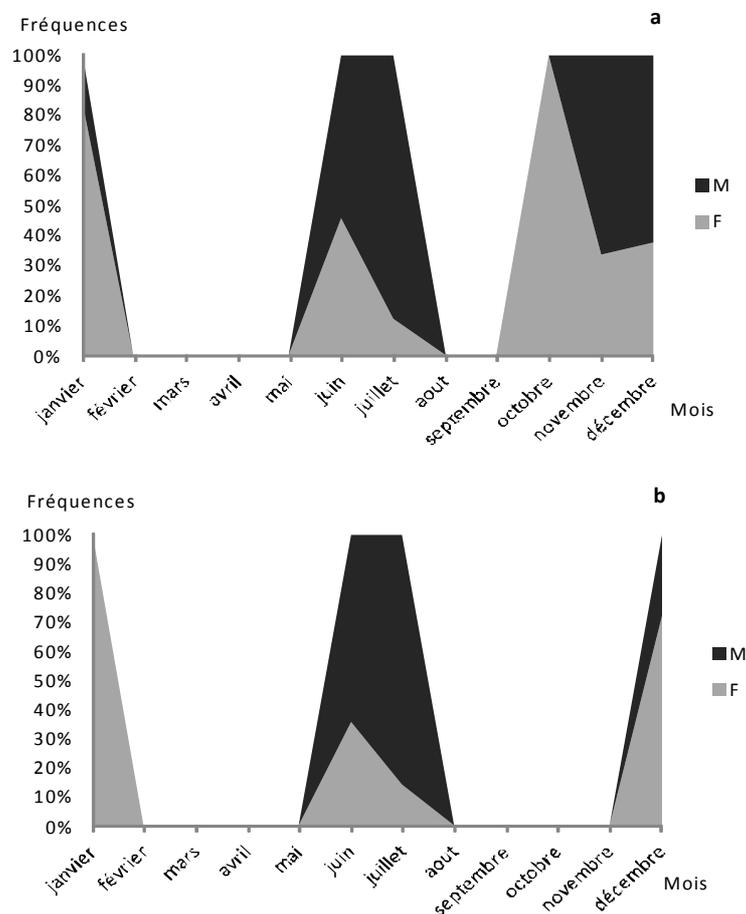


Figure 27 : Variations mensuelles du sex-ratio chez *Mugil cephalus* (a), *Mugil capurrii* (b), sur l'estuaire du fleuve Sénégal entre 2010 et 2012.

3.4. Taille de première de maturité sexuelle

Chez les mâles de *M. cephalus*, la taille de première maturité sexuelle est atteinte à 39 cm LF, alors que chez les femelles, la L_{50} est atteinte à partir de 42 cm LF. Pour les deux sexes confondus, la L_{50} déterminée a été de 40 cm LF. (Figure 28).

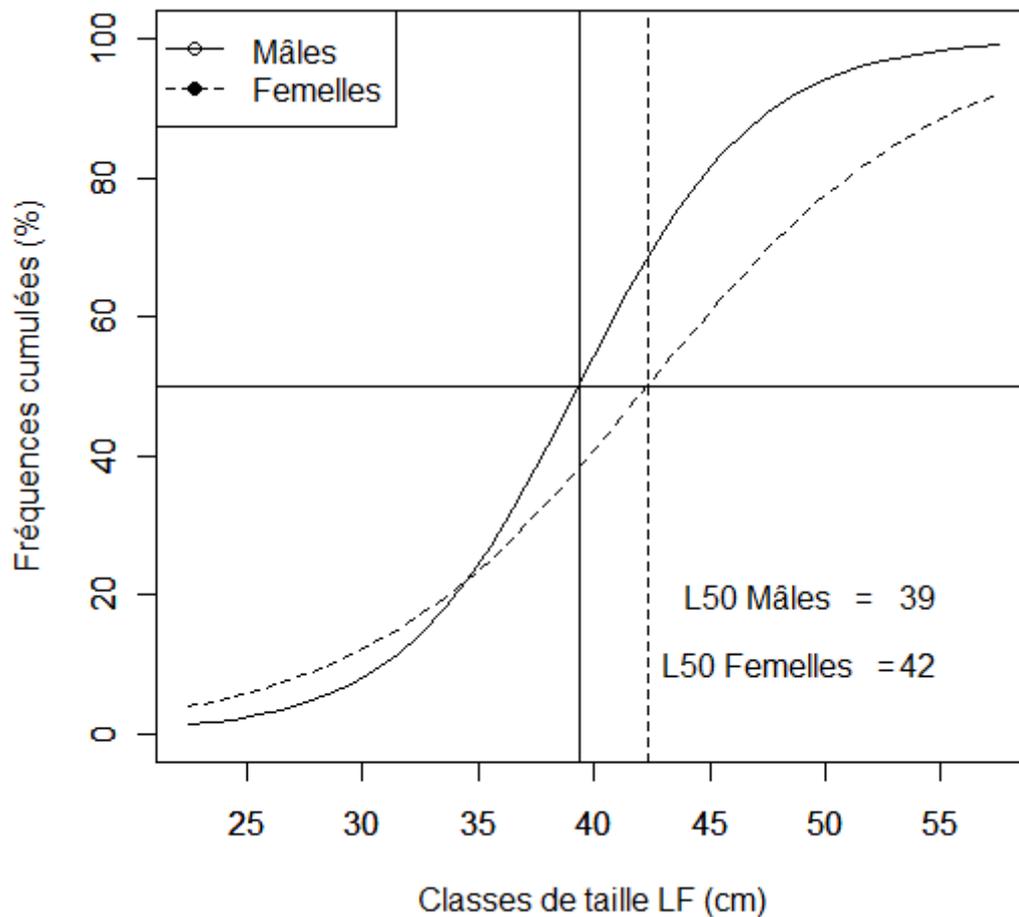


Figure 28. Taille de première maturité sexuelle (L_{50}) chez les mâles et femelles de *Mugil cephalus* sur la Grande côte du Sénégal entre 2010 et 2012.

Pour *M. capurrii*, la L_{50} est atteinte à 29 cm LF chez les mâles et à 31 cm LF chez les femelles. Pour les deux sexes confondus, la L_{50} déterminée est de 30 cm LF (Figure 29).

Quant à *P. saltatrix* et *Argyrosomus regius*, les L_{50} estimées à partir des tailles asymptotiques (L_{∞}) respectives : 101,8 cm et 165,3 cm ; selon l'équation de Froese & Binohlan (2000), étaient de 53 cm LF et 82 cm LT.

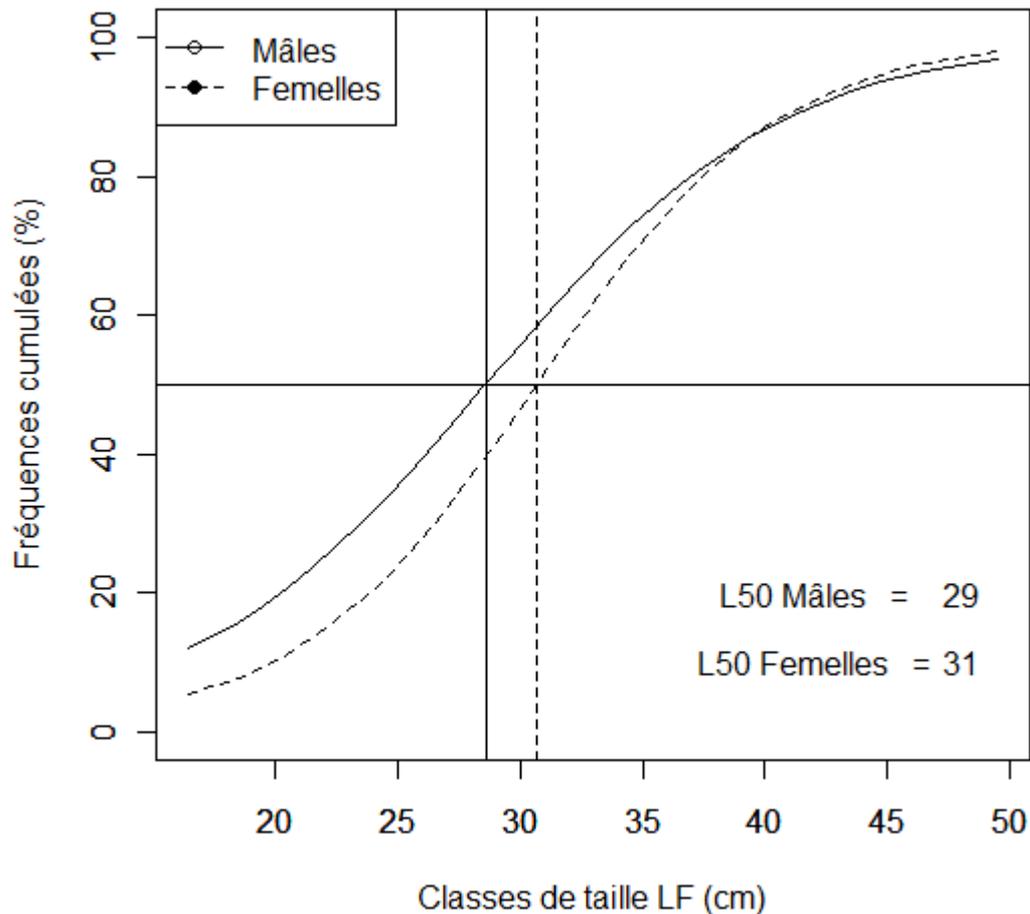


Figure 29. Taille de première maturité sexuelle (L_{50}) chez les mâles et femelles de *Mugil capurrii* sur la Grande côte du Sénégal de 2010 à 2012.

4. Discussion

4.1. En mer

4.1.1. *Mugil cephalus*

Les variations mensuelles du rapport gonado-somatique et des stades sexuels de la population de *M. cephalus* sur la Grande côte du Sénégal indiquent une maturation avancée des gonades en décembre et janvier, ce qui présume que la reproduction de *M. cephalus* pourrait commencer en décembre et serait déjà terminée en juin en raison des stades post-ponte (stade ≥ 6) observés pendant ce mois.

Cette situation peut s'expliquer par les conditions favorables de température et d'upwelling qui s'établissent au niveau de la zone de décembre à février. Nos résultats concordent avec les observations d'Ibanez & Gallardo-Cabello (2004) dans le Golf du Mexique, de Bernardon &

Vall (2004) en Mauritanie et de Landret (1974) au Sénégal, qui situent la maturation des gonades chez l'espèce entre novembre et février et la ponte de janvier à avril (observation des RGS les plus élevés). Les résultats obtenus dans cette étude sont également similaires à ceux obtenus par McDonough *et al.* (2003, 2005) en Caroline du Sud et par Greely *et al.* (1987) en Floride. Ces auteurs indiquent une période de ponte de *M. cephalus* respectivement d'octobre à avril et de décembre à janvier. Par contre, nos résultats sont différents de ceux obtenus par Bartulović *et al.* (2011) en Croatie et par Ameer *et al.* (2003) au Maroc. Ces auteurs notent respectivement une période de ponte de *M. cephalus* de juillet à septembre et de juillet à octobre (Tableau 4). Ce décalage peut être dû à l'adaptation évolutive des différentes populations de l'espèce aux propriétés écologiques des écosystèmes spécifiques (conditions de température et de salinité, productivité du milieu, richesse en éléments nutritifs etc.).

Tableau 4 : Synthèse de différents résultats obtenus sur les périodes de reproduction du mullet jaune *Mugil cephalus*

Régions	Périodes de reproduction	Références
Caroline du Sud	octobre-avril	McDonough <i>et al</i> (2003)
Caroline du Sud	octobre-avril	McDonough <i>et al</i> (2005)
Golf du Mexique	novembre-février	Ibanez & Gallardo-Cabello (2004)
Mauritanie	novembre-février ⁽¹⁾	Bernardon & Vall (2004)
Côte atlantique (Sénégal)	novembre-décembre	Landret (1974)
Côte atlantique (Maroc)	juillet-octobre	Ameer <i>et al</i> (2003)
Estuaire Neretva (Croatie)	juillet-septembre	Bartulović <i>et al</i> 2011
Côte atlantique (USA)	décembre-janvier	Greely <i>et al</i> (1987)
Grande côte (Sénégal)	décembre-janvier ⁽¹⁾	Présente étude

(1) = maturation très avancée des gonades

Le sex-ratio de *M. cephalus* varie en fonction des mois. Cela s'expliquerait par une ségrégation des sexes selon les saisons et éventuellement par une activité de migration différentielle des sexes ; ce qui pourrait provoquer des captures de bancs dominés par l'un des sexes au détriment de l'autre (Brusle & Brusle 1977). La prédominance des femelles notée pendant les mois de juin et d'août concordent avec les résultats obtenus par Ameer *et al.* (2003) dans la lagune Merja Zerga et en mer au Maroc, par Landret (1974) et par Brusle (1981). D'autres auteurs (Broadhead 1953 ; Lam hoai 1969) ont également observé une domination des mâles au détriment des femelles conformément aux résultats obtenus dans la présente étude sur la plupart des mois échantillonnés.

Les L_{50} obtenues chez les mâles (39 cm LF) et les femelles (42 cm LF) de *M. cephalus* sont similaires à celles obtenues en Tunisie (38-40 cm LT) par Brusle & Brusle (1977), par Brusle (1981) pour des individus femelles (40-41 cm LT) et également en mer de Marmara (40-41 cm LF) par Erman (1959). De plus, ce résultat concorde avec les résultats de divers auteurs (Thomson 1951, 1966 ; Broadhead 1956 ; Chubb *et al.* 1981) qui ont déterminé des tailles de première maturité sexuelle chez l'espèce variant de 29,0 cm à 43,0 cm. La L_{50} obtenue est également assez proche de celle déterminée dans la lagune du Merja zerga au Maroc (37 cm LF) par Ameur *et al.* (2003). En revanche, elle est inférieure à celle obtenue en Mauritanie (52 cm LF) par Vall (2004). Par contre, elle est supérieure à la L_{50} déterminée au Sénégal (28,2 à 34,5 cm LF) par Landret (1974) (Tableau 5). Cette différence est liée à la nature des données utilisée dans la détermination de ce paramètre, car en Mauritanie, les données utilisées sont des données de pêche commerciale ; par contre, dans notre étude les données utilisées sont à la fois des données de pêche commerciale et de pêches expérimentales qui couvrent une plus large gamme de taille de l'espèce y compris les individus de petites tailles.

Tableau 5 : Synthèse de différents résultats obtenus sur la taille de première maturité sexuelle de *Mugil cephalus*

<i>Régions</i>	Taille de première maturité sexuelle (cm)	<i>Références</i>
Méditerranée (mer de Marmara)	40-41 LF	Erman (1959)
Méditerranée (Tunisie)	36-41 LT	Brusle (1981)
Côte atlantique américaine (Floride)	23-27 LS	Greely <i>et al</i> (1987)
Côte atlantique africaine (Sénégal)	28,2-34,5 LF	Landret (1974)
Côte atlantique africaine (Mauritanie)	27-28 LS	Brulhet (1975)
Côte atlantique (Maroc)	37,1 LF	Ameur <i>et al</i> (2003)
Banc d'Arguin (Mauritanie)	50-52 LF	Vall (2004)
Méditerranée (Tunisie)	30-40 LT	Brusle & Brusle (1977)
Côte Nord du Sénégal	39-42 LF	Présente étude

4.1.2. *Mugil capurrii*

Les variations du rapport gonado-somatique et des stades sexuels indiquent une maturation avancée des gonades et éventuellement un début de reproduction de l'espèce à partir de novembre et qui pourrait se poursuivre jusqu'en juin. La présence des stades ≥ 4 en rapport avec des RGS élevés constitue un argument à cette hypothèse. La maturation avancée des

gonades qui pourrait correspondre à un début de reproduction de l'espèce a été observée en juin, juillet et décembre en mer et sur l'estuaire du fleuve. Cette situation notée au niveau de l'estuaire du fleuve pourrait s'expliquer par la nature saumâtre des eaux pendant cette période de l'année.

La domination des femelles pendant les mois de décembre et janvier serait un indicateur supplémentaire de la période de maturation avancée des gonades et indiquerait un début de la reproduction chez l'espèce. Par contre, l'égalité des proportions de mâles et de femelles notées en juin et juillet (femelles 50% et mâles (50%) indiquerait la fin de la période de reproduction de l'espèce. Ce résultat est important parce qu'il ajoute à la liste des indicateurs permettant de déterminer la période de reproduction, un nouveau indicateur qui est le sex-ratio pour *M. capurrii*. Ces observations confirment la ségrégation des sexes évoquée par Brusle & Brusle (1977). Cependant, pour le mullet noir *M. capurrii*, cette ségrégation se ferait dans le but que les femelles se regroupent dans les zones de reproduction pendant les périodes de reproduction, ce qui facilite par conséquent leur capture par la pêche pendant cette période.

A notre connaissance, cette étude est l'une des premières au Sénégal qui ont aboutit à la détermination de la L_{50} de *M. capurrii*. Tout de même des informations sur la taille de première maturité du mullet noir *M. capurrii* sont très limitées dans le reste du monde. Les tailles de première maturité sexuelle obtenues chez des individus mâles (29 cm LF) et femelles (31 cm LF) de l'espèce sont plus faibles que celles obtenues chez les mâles (49 cm LF) les femelles (53 cm LF) de *M. capurrii* en Mauritanie par Vall (2004). La différence des valeurs estimées pour ce paramètre chez l'espèce est relative à la différence des protocoles d'échantillonnages adoptés.

4.1.3. *Argyrosomus regius*

L'évolution du RGS et des stades de maturité sexuelle de la courbine suggèrent que la période de reproduction de l'espèce ne se situe pas dans la période échantillonnée ou bien la reproduction se déroule dans des endroits (fonds très profonds) qui n'ont pas pu être prospecté durant notre échantillonnage. Cependant, la capture d'individus de grandes tailles (plus de 80 cm) non matures (stade ≤ 3) pendant les échantillonnages renforce l'hypothèse que la période de reproduction de l'espèce se situe en dehors de la période échantillonnée. D'autres travaux (Sigelaki *et al.* 2011 ; Gil *et al.* 2013) ont déterminé une période de ponte d'*A. regius* d'avril à juin respectivement en Grèce et en Espagne. Étant donné que, ces mois n'ont pas été

échantillonnés pour des contraintes techniques et financières, donc il se pourrait que la reproduction de l'espèce se situe dans cette période au niveau de notre zone d'étude.

A l'exception du mois de janvier où les femelles ont dominé les mâles, se sont les mâles qui ont dominés dans les captures sur le reste des mois échantillonnés. Cela suggère ainsi une ségrégation des sexes chez l'espèce.

La taille de première maturité sexuelle (82 cm LT) estimée à partir de la L_{∞} selon l'équation de Froese & Binholan (2000) est comparable à celles obtenues chez l'espèce sur la côte nord-ouest africaine (82 cm) par Tixerant (1974) et en Mauritanie : 82,2 cm (Inejih, 2009). La L_{50} obtenue est comprise dans la gamme de L_{50} (70-110 cm LT) estimée chez les femelles de l'espèce par Gonzalez-Quieros *et al.* (2011) dans le Golf du Cadiz. En revanche, elle est supérieure à celle déterminée chez les mâles (61,6 cm) par le même auteur. Elle est également supérieure à celles obtenues dans les Iles Baléares (49,3 cm pour les mâles et 57,2 cm pour les femelles) par Gil *et al.* (2013). En effet, il est reconnu que la densité du stock, la température de l'eau, la disponibilité en aliments peuvent influencer sur le potentiel de reproduction des poissons et affecter la taille de première maturité sexuelle (Tormosova 1983). En fait, les paramètres de la reproduction sont connus pour être très plastiques, ils sont donc susceptibles d'être modifiés en réponse à des variations de facteurs environnementaux (Hamilton *et al.* 2007 ; Linde *et al.* 2011). Toutefois, il faut noter que la taille de maturité sexuelle peut être également influencée par le choix du site ou le temps ou le type d'échantillonnage en raison de la mortalité et de la migration différentielle, de la ségrégation spatiale ou de la sélectivité des engins de pêche (Micale *et al.* 2002 ; Gil *et al.* 2013).

4.1.4. *Pomatomus saltatrix*

Les RGS et les stades sexuels observés pendant les mois (juin, octobre) où l'espèce a été capturée indiquent que la maturation des gonades du tassergal a lieu au cours du mois de juin. Ce résultat concorde avec les résultats obtenus par Champagnat *et al.* (1983) qui avaient déterminé une période de ponte principale de l'espèce entre mai et juillet. Nos observations concordent également avec les résultats de Ceyhan *et al.* (2007) en Turquie, qui montrent que la période de reproduction de *P. saltatrix* commence au début de l'été pour atteindre son pic en juillet. Sabates & Martin (1993) ont également rapporté que la période de ponte de *P. saltatrix* se situe de juillet à septembre à des températures maximales de 25 °C dans le nord-ouest de la Méditerranée. De même, Gordina & Klimova (1996) ont montré que la ponte de *P.*

saltatrix sur les côtes ukrainiennes et bulgares en mer Noire, s'effectue à des températures d'eau de 20 à 26° C à partir de juillet jusqu'à fin septembre. Ces observations confirment nos résultats puisque la température mesurée en juin dans notre étude était de $26,6 \pm 3,5^{\circ}$ C, suffisamment chaud pour que la reproduction ait lieu.

La domination des mâles dans les captures peut s'expliquer par diverses raisons ou divers facteurs dont, (1) la structuration en bancs d'individus de même sexe lors de la migration, (2) la capturabilité par les engins de pêche suite à une croissance différentielle des deux sexes (Champagnat *et al.* 1983).

La L_{50} de 53 cm LT, déterminée chez *P. saltatrix* est proche de celle déterminée par Robillard *et al.* (2008) sur la côte Est des USA (48,0 cm LT). Par contre, elle est supérieure à la L_{50} de 43 cm LT, obtenue sur les côtes sénégal-mauritaniennes par Champagnat *et al.* (1983) pendant la période de ponte principale de l'espèce. Cette différence pourrait être liée à la différence des méthodes de détermination de ce paramètre suivant les auteurs, mais également aux changements physico-chimiques (températures, salinité, chlorophylle, oxygène dissout) intervenus dans le milieu au cours du temps.

4.2. Sur l'estuaire du fleuve

A travers les rapports gonado-somatiques et les stades sexuels observés chez des individus de l'espèce sur l'estuaire du fleuve, il s'avère que la reproduction de *M. cephalus* ne s'effectue pas dans ce milieu, mais plutôt l'espèce y entre pour passer la phase juvénile (Hsu *et al.* 2009). Quant à *M. capurrii*, la reproduction pourrait se faire dans l'estuaire du fleuve en particulier pendant les périodes de décrue, où les eaux du fleuve sont saumâtres. Au niveau de l'estuaire du fleuve, une ségrégation des sexes est notée en faveur des femelles sur la période allant de décembre à janvier pour les deux espèces de mullet (*M. cephalus* et *M. capurrii*).

5. Conclusion

A travers ce chapitre, Les paramètres de reproduction de quatre espèces ont été analysés. Ainsi, une maturation avancée des gonades a été observée en décembre et janvier chez *M. cephalus* et cela correspondrait à un début de reproduction de l'espèce qui serait déjà achevée en début juin. La taille de première maturité sexuelle déterminée chez l'espèce est de 39 cm LF pour les mâles et de 42 cm LF pour les femelles. Il existe une ségrégation des sexes chez l'espèce. La reproduction de *M. capurrii* s'effectuerait aussi bien en mer que dans l'estuaire du fleuve et cela de novembre à juin. Les femelles sont dominantes pendant la période de maturation sexuelle et/ou période de reproduction de l'espèce (novembre à juin), ce qui fait d'ailleurs du sex-ratio un indicateur potentiel de la période de maturation sexuelle et/ou de reproduction de l'espèce. La L_{50} est atteinte à 29 cm LF pour les mâles et à 31 cm LF pour les femelles. Concernant *A. regius*, la taille de première maturité sexuelle déterminée est de 82 cm LT. Il existe une ségrégation des sexes chez l'espèce. Une maturation avancée des gonades a été observée en juin chez *P. saltatrix*. De ce fait la reproduction de l'espèce se situerait sur une période couvrant le mois de juin. Tout comme les autres espèces, il est présumé l'existence d'une ségrégation de sexes chez l'espèce. La L_{50} estimée était de 53 cm LT. Contrairement à *M. capurrii*, le mullet jaune *M. cephalus* ne se reproduit pas dans l'estuaire du fleuve, mais plutôt il y passe sa phase juvénile avant de regagner la mer pour accomplir la maturation sexuelle. La détermination des paramètres biologiques de ces espèces est indispensables tant pour affiner la connaissance de la biologie de ces espèces que pour fournir aux décideurs des indicateurs de base susceptibles d'être utilisées dans l'élaboration de plans d'aménagement pour ces espèces, tenant compte tant des ségrégations spatiales entre stades de maturité sexuelle que des cycles saisonniers de reproduction.

CHAPITRE 5 : DIAGNOSTIC DE STOCKS ET INDICATEURS BIOLOGIQUES DE POPULATION

1. Introduction

La pêche joue un rôle socio-économique considérable au Sénégal, à l'image de la plupart des pays côtiers ouest africains (FAO, 2008b). Elle constitue le premier secteur de l'économie du Sénégal en tant que principal pourvoyeur de devises étrangères, au niveau des emplois avec 15% de la population totale active et une production de protéines animales satisfaisant 75% des besoins en protéines d'origine animale de la population nationale (Kébé 2008). Ces atouts économiques et sociaux résultent en grande partie de la dynamique du sous-secteur de la pêche artisanale (Ferraris & Samba 1992 ; Fall *et al.* 2006) qui est à l'origine de plus de 90% de la production nationale (ANDS, 2011). Cela a pour conséquence une intensification de la pression de pêche exercée sur la ressource, compromettant ainsi la durabilité des stocks exploités et le fonctionnement de l'écosystème marin.

Des espèces pélagiques (Josse & Sévellec 1984 ; Ngom Sow *et al.* 2010) mais surtout démersales (Laurans *et al.* 2003b ; Gascuel *et al.* 2007) sont actuellement en pleine exploitation voire même surexploitées. Or, même si des études d'évaluation de stocks existent (Barry *et al.* 2003 ; Gascuel *et al.* 2007 ; Thiaw *et al.* 2009 et 2011), elles sont pour l'essentiel consacrées aux espèces démersales. Cependant, il faut noter que certaines espèces pélagiques et démersales côtières jusqu'ici délaissées dans les évaluations, font également l'objet d'une exploitation intense et nécessiteraient des évaluations en raison de leur importance socio-économique. C'est le cas du mullet jaune (*Mugil cephalus*), de la courbine (*Argyrosomus regius*) et du tassergal (*Pomatomus saltatrix*) pour lesquels aucune évaluation spécifique, du moins pour la période récente, n'a été effectuée au Sénégal.

Ces espèces effectuent des migrations saisonnières le long des côtes sénégal-mauritanienne sous l'influence de l'upwelling (Samba & Laloë 1991). Il est reconnu que ces espèces ont une large distribution le long des côtes nord-ouest africaines (Champagnat *et al.* 1983 ; Samba & Laloë 1991). Cependant, la limitation de l'étude sur la Grande côte est justifiée par le fait que la zone couverte de Kayar à Saint-Louis constitue un site pilote pour mener un suivi des deux espèces, puisqu'elle couvre leur parcours migratoire. Elle constitue également une zone de transition entre les côtes sénégalaise et mauritaniennes à travers le site de Saint-Louis en particulier.

La côte nord ou Grande côte du Sénégal concentre une part importante des débarquements de la pêche artisanale sénégalaise. En 2011, les débarquements de la pêche artisanale au niveau de Saint-Louis étaient de 79 390 tonnes dont 77 791 tonnes d'espèces pélagiques (CRODT, 2012) et de 60 944 tonnes (DPM, 2011). Cette différence notée entre les deux sources de données est liée à la différence du nombre de sites enquêtés ; celui-ci étant, pour l'année 2011, de 47 pour le CRODT et de 39 pour la DPM. Ceci explique d'ailleurs pourquoi nous nous basons plus sur des statistiques du CRODT. Au niveau de Kayar, les mises à terre de la pêche artisanale étaient estimées pour la même année à 66 346 tonnes dont 62 011 tonnes d'espèces pélagiques (CRODT, 2012). Les débarquements de mullets, courbine et tassergal varient en fonction des ports de pêche au niveau de la Grande côte. Néanmoins, ces espèces restent importantes dans les débarquements de la région de Saint-Louis : environ 326 tonnes pour les mullets, 77 tonnes pour la courbine et 470 tonnes pour le tassergal en 2011 (CRODT, 2012). Toutes ces conditions réunies font de la Grande côte du Sénégal une zone appropriée pour évaluer l'état d'exploitation de *Mugil cephalus*, *Argyrosomus regius* et *Pomatomus saltatrix*. Le diagnostic est fait à l'aide de trois indicateurs simples basés sur les fréquences de taille spécifiques : (i) le pourcentage de poissons matures dans les captures, (ii) le pourcentage de poissons ayant atteint la taille optimale et (iii) le pourcentage des super-reproducteurs (Froese 2004).

Les résultats issus de l'analyse de l'évolution des différents indicateurs, estimés à partir des captures des trois espèces de poissons, sont discutés en référence à d'autres études menées à l'échelle régionale et mondiale sur différentes périodes.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Données d'enquêtes de débarquement

Les données utilisées proviennent de la base de données du Centre de Recherche Océanographique de Dakar-Thiaroye (CRODT). Le système de collecte est basé sur des enquêtes au débarquement de la pêche artisanale au niveau de la Grande côte du Sénégal de 2004 à 2009. Il s'agit de données de taille à la longueur totale (en cm) de trois espèces de poissons : *M. cephalus*, *A. regius* et *P. saltatrix*. Les données de taille des espèces ciblées sont collectées chaque jour par des enquêteurs basés au niveau des points de débarquements. A chaque fois que les débarquements le permettent, 30 individus au maximum sont mesurés par jour pour chaque espèce de façon aléatoire (Tableau 6). Les espèces étudiées ont été

échantillonnées à partir de 8 catégories d'engins de pêche : lignes, palangres, filets dormants, filets dérivants, filets trémails, sennes tournantes, sennes de plage, éperviers. Cette méthode d'échantillonnage, permet d'avoir des échantillons représentatifs des différentes catégories de taille et donc de réduire d'éventuels biais sur l'analyse des résultats. Afin de réduire d'avantage de probable biais, une méthode d'extrapolation des fréquences de taille a été adoptée (*cf.* § 2.3).

2.2. Données d'échantillonnage biologique

Des échantillonnages biologiques ont été effectués sur les débarquements de la pêche artisanale au niveau de trois points de débarquements sur la Grande côte : Kayar, Fass Boye et Saint-Louis. Le site de Fass Boye a été l'échantillonné en plus des sites de Kayar et de Saint-Louis dans le but d'avoir une meilleure couverture de la zone d'étude (*cf.* § Chapitre 4).

2.3. Extrapolation des fréquences de taille

Étant donné que la structure de taille des poissons débarqués en pêche artisanale varie en fonction des engins de pêche utilisés, l'extrapolation des fréquences de taille est d'abord faite pour chaque classe de taille dans chaque type d'engins de pêche, puis les fréquences de l'ensemble des différents types d'engins de pêche sont agrégées pour obtenir les fréquences totales de la pêche artisanale dans la zone d'étude. Le principe d'extrapolation des fréquences de taille échantillonnées à la capture totale est le suivant :

- Le poids moyen d'un individu est calculé par la relation taille/poids pour chaque classe de taille.
- Le poids total d'une classe est obtenu en multipliant le poids moyen d'un individu par l'effectif de la classe et la somme des poids des classes donne le poids total de l'échantillon.

2.4. Estimation des indicateurs biologiques

La méthode d'analyse des indicateurs, proposée par Froese (2004), a été choisie pour l'estimation des indicateurs biologiques. Il s'agit de trois indicateurs simples et faciles à estimer : pourcentage de poissons sexuellement matures dans les captures, pourcentage de poissons ayant atteint la taille optimale et pourcentage des super-reproducteurs.

2.4.1. Pourcentage de poissons sexuellement matures

Les poissons matures sont définis comme étant ceux qui ont atteint le stade 3 de l'échelle de maturité sexuelle correspondant à la vitellogenèse (Albaret & Legendre 1985). Cet indicateur peut être traduit par l'expression « Laissez les se reproduire! » (Froese 2004). Il est considéré comme le pourcentage de poissons matures dans les captures, avec 100% comme point de référence cible. Le but serait de laisser tous les poissons se reproduire au moins une fois avant qu'ils ne soient capturés afin de préserver le stock. La taille à laquelle 90-100% des individus d'une espèce donnée arrivent à maturité ($L_{90-100\%}$) peut être déterminée à partir de la taille de première maturité sexuelle (L_{50}). Elle est calculée comme suit :

$$L_{90-100\%} = L_{50} * 1,14 \quad (9)$$

Où L_{50} est la longueur à laquelle 50% des individus de la population sont sexuellement matures et 1,14 est la valeur standard du rapport $L_{50} / L_{90-100\%}$ (INCOFISH-WP7, 2006).

2.4.2. Pourcentage de poissons à la taille optimale (L_{opt})

La taille optimale est la longueur à laquelle le nombre minimal de poissons doit être capturé en vue d'obtenir le plus grand rendement possible (Froese 2004 ; Ngom Sow *et al.* 2011). Cet indicateur peut être traduit par l'expression « Laissez les croître ! ». Il est considéré comme le pourcentage de poissons à la taille optimale dans les captures, avec 100% comme point de référence cible (Froese 2004). L'objectif serait de capturer les poissons mesurant $\pm 10\%$ de la L_{opt} . La taille optimale est généralement plus grande que la taille à la première maturité sexuelle. Elle peut être obtenue à partir des paramètres de croissance et de la mortalité naturelle (Froese & Binohlan 2000) suivant la formule :

$$L_{opt} = L_{\infty} * (3 / (3 + M / K)) \quad (10)$$

Où M est la mortalité naturelle, L_{∞} est la taille asymptotique du poisson et K est le coefficient de croissance selon le modèle de croissance de Von Bertalanffy (1938).

Pour une bonne gestion de la ressource, il est recommandé que les tailles des poissons capturés soient comprises dans la classe de taille [$L_{opt} - L_{opt} * 0,1$ à $L_{opt} + L_{opt} * 0,1$] (Froese 2004).

2.4.3. Pourcentage des super-reproducteurs (SR)

Les super-reproducteurs sont définis comme des poissons qui ont atteint une longueur de plus de 10% de la taille optimale. Les super-reproducteurs jouent un rôle capital dans la survie à long-terme d'une population. Ils sont beaucoup plus féconds, car le nombre d'œufs augmente de façon exponentielle avec la longueur et le poids chez la plupart des espèces (Legendre & Ecoutin 1989 ; Gueye *et al.* 2012). Leurs œufs ont tendance à être plus grands, donnant ainsi une plus grande chance de survie pour les larves (Solemdal 1997 ; Trippel 1998). Cet indicateur peut être traduit par l'expression « Laissez les super-reproducteurs vivre ! » (Froese 2004). Il s'agit du pourcentage de poissons âgés dans les captures dont la taille est plus grande que la taille optimale d'au moins 10% (Froese 2004). Pour cet indicateur, le point de référence cible dépend du type de gestion souhaité : (i) si l'objectif est de mettre en œuvre une stratégie de pêche qui empêche la capture de super-reproducteurs, alors 0% est la meilleure valeur ; (ii) si par contre, cet indicateur est utilisé pour renseigner sur l'état d'exploitation du stock à travers les captures, alors 30 à 40% de super-reproducteurs dans les captures indiquent un stock sain, tandis qu'un pourcentage de moins de 20% signifie que le stock est menacé (Froese 2004).

La taille de première maturité sexuelle (L_{50}), la taille asymptotique L_{∞} , le facteur de croissance (K) et la mortalité naturelle (M) sont utilisés pour le calcul des indicateurs retenus pour chaque espèce (Tableau 6). Les valeurs de K et de M, considérées dans cette étude, proviennent de Fishbase (www.fishbase.org).

Tableau 6: Tailles de première maturité sexuelle (L_{50}), tailles optimales $\pm 10\%$ (L_{opt}), tailles maximales (L_{max}), taille infinie (L_{∞}), coefficient de croissance (K), mortalité naturelle (M) des trois espèces étudiées de 2004-2009 pour *Pomatomus saltatrix* et *Argyrosomus regius* et 2010-2011 pour *Mugil cephalus*. Les valeurs de K et M proviennent de Fishbase. * : valeurs calculées à partir des équations empiriques de Froese et Binohlan (2000).

	L_{50} (cm)	L_{opt} min (cm)	L_{opt} (cm)	L_{opt} max (cm)	L_{max} (cm)	L_{∞} (cm)	K	M
<i>Mugil cephalus</i>	40	51	56	62	88	90,7*	0,34	0,57
<i>Argyrosomus regius</i>	82*	96	107	117	162	165,3*	0,09	0,14
<i>Pomatomus saltatrix</i>	53*	58	64	71	99	101,8*	0,19	0,33

3. Résultats

3.1. Paramètres déterminées

La taille maximale observée et la L_{∞} estimée chez *M. cephalus* sont respectivement de 88 cm et 90,7 cm. La L_{50} (sexes confondus) et la taille optimale déterminées sont respectivement de 40 cm et 56 ± 10 cm. La taille moyenne des individus débarqués est de 34,5 cm ; la taille à la première capture (longueur à laquelle 50% des poissons de cette taille sont vulnérables à la capture) est de 33 cm et les modes dans les captures sont de 3 et 26 cm. Les valeurs de K et de M sont respectivement 0,34 et 0,57 (www.fishbase.org). Pour *P. saltatrix*, La taille maximale observée et la L_{∞} estimée sont respectivement de 99 cm et 101,8 cm. La L_{50} et la taille optimale déterminées sont respectivement de 53 cm et 64 ± 10 cm. La taille moyenne des individus débarqués est de 47,1 cm et la taille à la première capture est de 34 cm. Les tailles modales dans les captures sont de 5 et 47 cm. Les valeurs de coefficient de croissance et de la mortalité naturelle sont respectivement 0,19 et 0,33 (www.fishbase.org). La taille maximale observée et la L_{∞} estimée chez *A. regius* sont respectivement de 162 cm et 165,3 cm. La L_{50} et la taille optimale déterminées sont respectivement de 82 cm et de 117 ± 10 cm. La taille moyenne des individus débarqués est de 38,3 cm ; la taille à la première capture est de 39 cm et les modes dans les captures sont de 3 et 31 cm. Les valeurs de K et de M sont respectivement 0,09 et 0,14 (www.fishbase.org).

3.2. État d'exploitation de *Mugil cephalus*

3.2.1. Fréquences de taille des individus débarqués

L'analyse de l'évolution des pourcentages des captures de 2004 à 2009 montrent que l'essentiel des captures de *M. cephalus* est constitué de poissons immatures (Figure 30). Il apparaît que 67% des captures de l'espèce sont composés de juvéniles, que les 33% restants sont constitués de 36% d'individus matures n'ayant pas atteint la taille optimale ainsi que de 61% d'individus avec une taille optimale $\pm 10\%$ et enfin seulement 3% de super-reproducteurs.

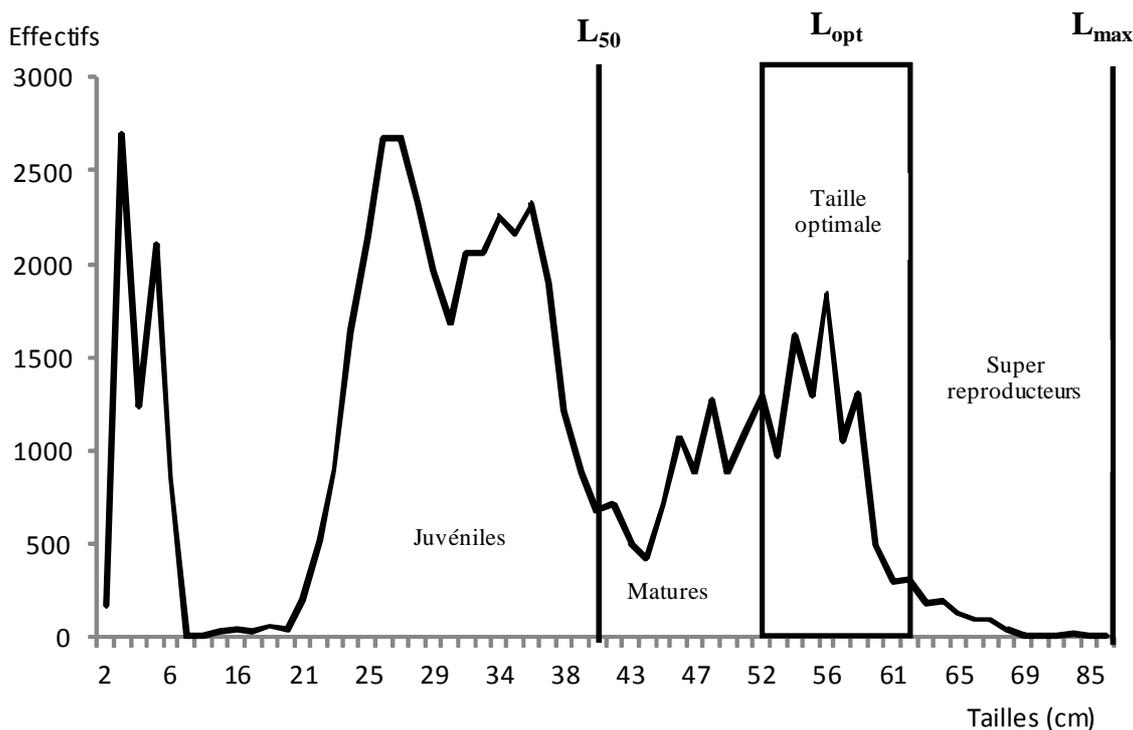


Figure 30. Fréquences de taille de *Mugil cephalus* débarqué de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal. L_{50} = taille à la première maturité sexuelle ; L_{opt} = gamme de taille où le rendement maximal peut être obtenu et L_{max} = taille maximale atteinte durant cette période ; n = effectif extrapolé à la capture totale ; $n=58359$.

3.2.2. Évolution interannuelle des indicateurs

L'évolution interannuelle des poissons sexuellement matures dans les captures est caractérisée par deux phases : une première phase d'augmentation du pourcentage de 12% en 2004 à 32% en 2006 et une deuxième phase de diminution du pourcentage de 32% en 2006 à 13% en 2009. La proportion des individus ayant atteint la taille optimale, par contre, augmente jusqu'en 2008 pour atteindre 29%. A l'inverse, l'évolution du pourcentage des super-reproducteurs subit une baisse, les pourcentages les plus élevés pour cette catégorie ont été observés à 3% en 2004 et 2% en 2007, les plus faibles 0,3% en 2008 et 0,5% en 2009 (Figure 31).

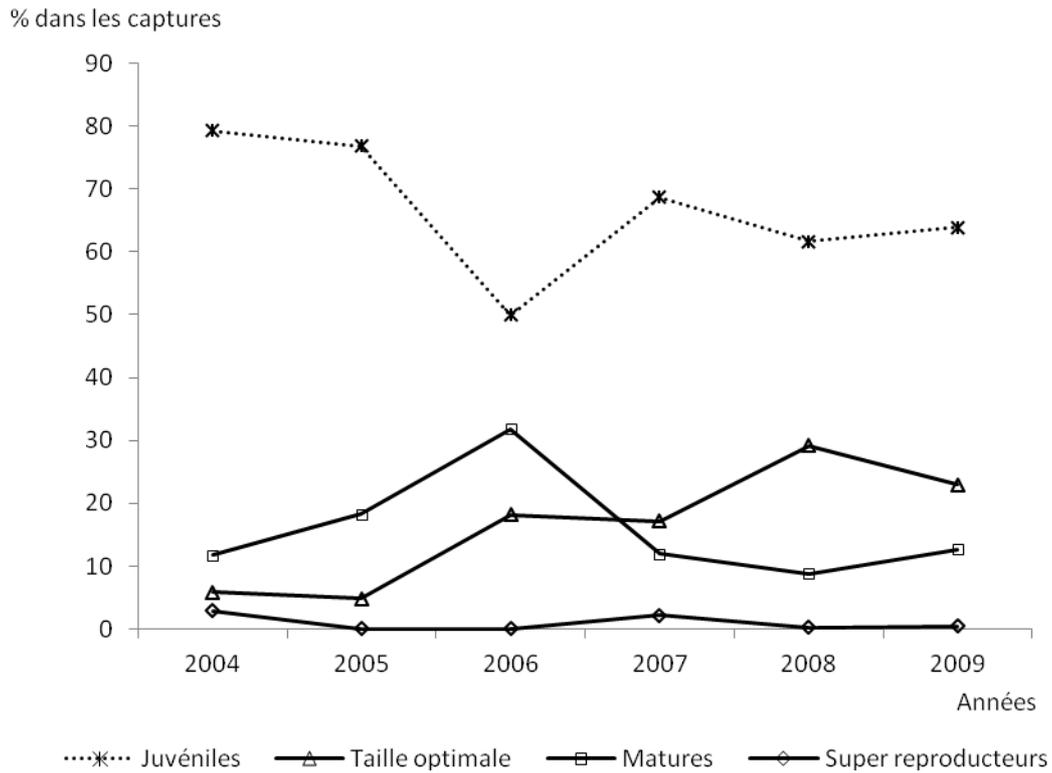


Figure 31. Pourcentages annuels de juvéniles, d'individus matures, d'individus à la taille optimale et de super-reproducteurs de *Mugil cephalus* dans les captures de pêche commerciale de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal.

3.3. État d'exploitation de *Pomatomus saltatrix*

3.3.1. Fréquences de taille des individus débarqués

Les résultats montrent que 60,4% des captures totales de *P. saltatrix* sont constituées de juvéniles et que les individus matures représentent 39,6%. Parmi ces individus matures, 36,2% ont atteint la taille optimale $\pm 10\%$, 25,3% sont en dessous de la taille optimale et 38,6% représentent les super-reproducteurs (Figure 32).

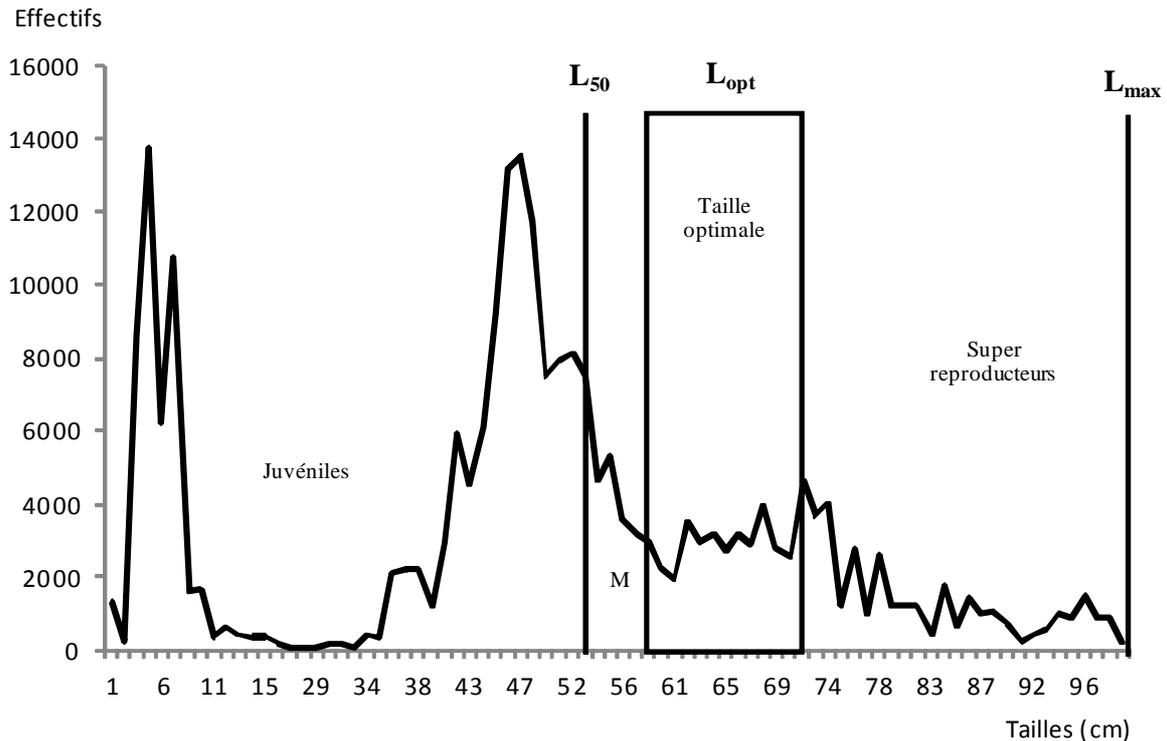


Figure 32. Fréquences de taille de *Pomatomus saltatrix* débarqué de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal. L_{50} = taille à la première maturité sexuelle ; L_{opt} = gamme de taille où le rendement maximal peut être obtenu ; L_{max} = taille maximale atteinte durant cette période et M=matures ; n = effectif extrapolé à la capture totale ; n=24228.

3.3.2. Évolution annuelle des indicateurs

Les pourcentages des individus ayant au moins atteint la maturité sexuelle chez *P. saltatrix* augmente de 5,8% en 2004 à 30,7% en 2007. A partir de 2007, leur pourcentage décline et se situe à 7,3 % en 2009. La taille optimale, 2,2% en 2004 augmente jusqu'à 32,3% en 2006, elle diminue ensuite pour arriver à 14,6% en 2009. Les pourcentages des super-reproducteurs sont nuls en 2004 et 2005. De 2006 à 2009, les variations sont très irrégulières ; 22,8% en 2006, 6,3 % en 2007 et 29,6% en 2009 (Figure 33).

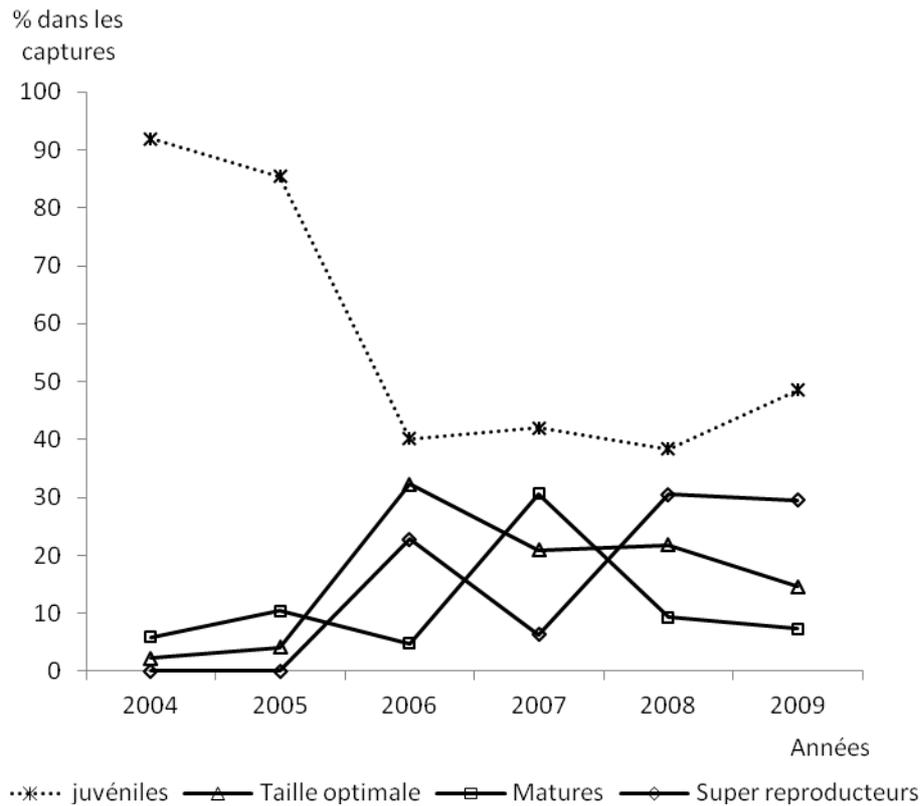


Figure 33. Pourcentages annuels de juvéniles, d'individus matures, d'individus à la taille optimale et de super-reproducteurs de *Pomatomus saltatrix* dans les captures de pêche commerciale de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal.

3.4. État d'exploitation d'*Argyrosomus regius*

3.4.1. Fréquences de taille des individus débarqués

Les captures d'*A. regius* sont essentiellement constituées de poissons immatures (99,4%). Sur les individus matures qui ne représentent que 0,6% ; seuls 0,2% sont matures sans atteindre la taille optimale. 0,3% des captures ont la taille optimale $\pm 10\%$ et seuls 0,2% des captures sont constituées de super-reproducteurs (Figure 34).

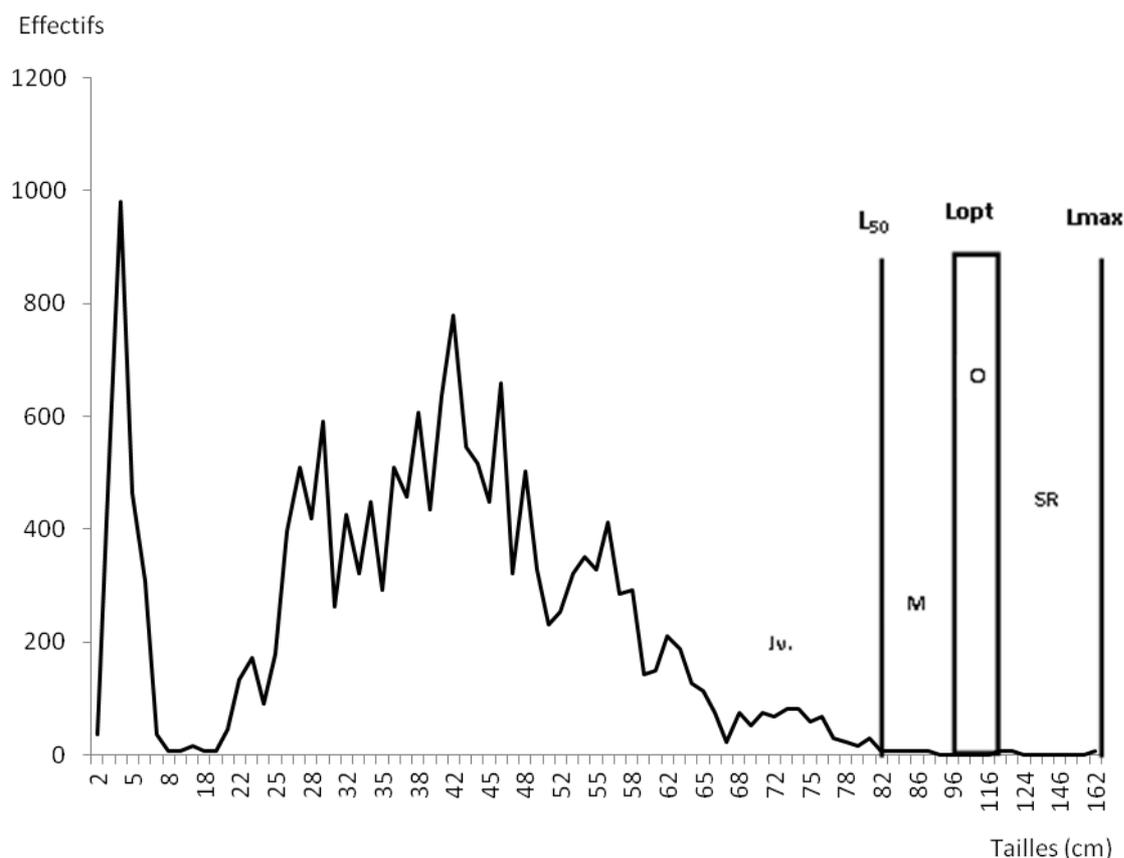


Figure 34. Fréquences de taille d'*Argyrosomus regius* débarqué de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal. L_{50} = taille à la première maturité sexuelle ; L_{opt} = gamme de taille où le rendement maximal peut être obtenu ; L_{max} = taille maximale atteinte durant cette période ; Jv.=juvéniles, M=matures, O=taille optimale et SR=super-reproducteurs ; n= effectif extrapolé à la capture totale ; n=97871.

3.4.2. Évolution annuelle des indicateurs

Les pourcentages des individus matures d'*A. regius* sont nettement faibles dans les captures (< 14%). Ils sont nuls sur la période 2004-2006. Les poissons matures apparaissent en très faible pourcentage dans les captures de 2007 à 2009 (11% en 2007, 5% en 2008, 13% en 2009). Le pourcentage de poissons ayant la taille optimale dans les captures est nul sur toute la période 2004-2009. En ce qui concerne les super-reproducteurs, leur pourcentage dans les captures est également nul de 2004 à 2006. En 2007, les super-reproducteurs représentent 11% dans les captures et 5% en 2008. Ils sont absents dans les captures en 2009. De 2004 à 2009, les pourcentages des super-reproducteurs dans les captures sont inférieurs à 14% (Tableau 7).

Table 7. Pourcentages annuels de juvéniles, d'individus à la taille optimale et de super-reproducteurs d'*Argyrosomus regius* dans les captures de pêche commerciale de 2004 à 2009 sur la Grande côte du Sénégal.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Juvéniles	100,0	100,0	100,0	99,6	99,3	99,5
Matures	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Super-reproducteurs	0,0	0,0	0,0	0,4	0,7	0,0

4. Discussion

4.1. Paramètres d'estimation des indicateurs

La L_{50} déterminée chez *M. cephalus* est similaire à 40-41 cm LT, L_{50} obtenue en méditerranée par Brusle (1981) chez des individus femelles et en mer de Marmara par Erman (1959). La L_{50} déterminée chez *P. saltatrix* est proche de celle déterminée par Robillard *et al.* (2008) sur la côte Est des USA (48 cm LT). Par contre, elle est supérieure à la L_{50} de 43 cm LT, obtenue sur les côtes sénégal-mauritaniennes par Champagnat *et al.* (1983) pendant la période de ponte principale de l'espèce, cette différence pourrait s'expliquer par la différence des méthodes de détermination de ce paramètre. La taille de première maturité estimée à partir de la L_{∞} selon l'équation de Froese & Binholan (2000) est comparable à celles obtenues chez l'espèce sur la côte nord-ouest africaine (82 cm) par Tixerant (1974) et en Mauritanie (82 cm) (Inejih 2009).

La L_{∞} obtenue chez *M. cephalus* est comparable à la taille asymptotique 90,0 cm, déterminée en 1990 par Rathacharen *et al.* (2000) chez l'espèce dans les zones côtières de l'île Maurice. Quant à la L_{∞} de *P. saltatrix*, elle est similaire aux L_{∞} : 104,4 cm LT et 101,9 cm LT déterminées respectivement sur la côte nord-ouest africaine par Champagnat *et al.* (1983) et sur l'océan atlantique par Barger (1990). La L_{∞} estimée chez *A. regius* se situe dans la gamme de longueurs asymptotiques déterminées chez l'espèce par d'autres travaux : 70,0 cm LT en Égypte par Rafail (1971) ; 171,9 LT dans le Golf du Cadiz par Gonzales-Quieros *et al.* (2011) ; 210,0 cm LT en Mauritanie par Tixerant (1974) (Tableau 8). La différence notée entre la L_{∞} obtenue et celle déterminée en Mauritanie serait liée à l'absence d'individus de très grande taille comparée aux années 1970, sous l'effet de la pression de pêche, mais également à la différence de conditions environnementales qui sont plus favorables sur les

côtes mauritaniennes (upwelling permanent et plus intense) et à la réglementation de la pêche (sites interdites de pêche) en Mauritanie.

Tableau 8. Paramètres de croissance de Von Bertalanffy déterminés chez *Mugil cephalus*, *Argyrosomus regius* et *Pomatomus saltatrix* dans différentes zones.

	L_{∞} (cm)	K (an ⁻¹)	to (ans)	Localisations	Références
<i>Mugil cephalus</i>	90,7	-	-	Sénégal	Présente étude
<i>Mugil cephalus</i>	90,0	0,31	-0,57	Ile Maurice	Rathcharen <i>et al.</i> (2000)
<i>Mugil cephalus</i>	89,7	0,15	-0,2	Inde	Thakur (1967)
<i>Mugil cephalus</i>	74,0	0,39	-	Égypte	Zaky-Rafail (1968)
<i>Mugil cephalus</i>	72,7	0,23	0,006	Australie	Thompson (1963)
<i>Mugil cephalus</i>	69,3	0,19	-0,630	Tunisie	Farrugio (1975)
<i>Argyrosomus regius</i>	165,3	-	-	Sénégal	Présente étude
<i>Argyrosomus regius</i>	171,9	0,15	-	Golf du Cadiz	Gonzales-Quieros <i>et al.</i> (2011)
<i>Argyrosomus regius</i>	210,0	0,09	0,03	Mauritanie	Tixerant (1974)
<i>Argyrosomus regius</i>	70,0	0,20	-	Égypte	Rafail (1971)
<i>Pomatomus saltatrix</i>	101,8	-	-	Sénégal	Présente étude
<i>Pomatomus saltatrix</i>	104,4	0,178	-0,52	Nord-Ouest Afrique	Champagnat <i>et al.</i> (1983)
<i>Pomatomus saltatrix</i>	102,0	0,10	-2,49	Océan atlantique	Barger (1990)

4.2. État d'exploitation des espèces

Les diminutions notées globalement sur les pourcentages des indicateurs de 2004 à 2009 sont liées à l'augmentation des captures d'individus immatures au détriment d'individus matures, des super-reproducteurs et des individus à la taille optimale. Cela conduit à une diminution des rendements et des revenus (Froese 2004) malgré l'augmentation des débarquements des juvéniles. La moyenne des captures de *M. cephalus*, d'*A. regius* et de *P. saltatrix* confirme cette hypothèse, puisque qu'elle est en dessous des tailles optimales déterminées respectivement pour ces espèces, qui reflètent une exploitation durable des stocks. En effet, en raison des faibles rendements obtenus, les pêcheurs développent des méthodes et des techniques de pêche plus pointus (réduction des mailles des engins de pêche, combinaison d'engins de pêche etc.) qui ne laisse aucune chance aux juvéniles qui devraient assurer le renouvellement du stock au sein de l'écosystème.

La longueur à la première capture inférieure à la taille de première maturité sexuelle chez *M. cephalus* révèle une surexploitation des juvéniles de l'espèce, puisque dans le cas d'une exploitation soutenable des stocks, la taille à la première capture doit être au-delà de la taille de première maturité sexuelle et la taille moyenne des captures doit être voisine de la taille optimale (Froese 2004). Ainsi, afin d'augmenter les rendements et les revenus et également

de préserver le stock, seuls les poissons ayant une taille $\pm 10\%$ de la L_{opt} doivent être capturés (Froese 2004 ; Ngom Sow *et al.* 2011).

La faible proportion de super-reproducteurs dans les captures, à peine 5%, indique que le stock est menacé, puisqu'elle se situe en deçà du seuil 20%, indicatif d'un stock menacé. Ce faible taux de présence des super-reproducteurs dans les captures est inquiétant car les super-reproducteurs jouent un rôle capital dans la population. En effet, les grands individus, en particulier femelles, ont l'avantage d'être plus féconds parce que le nombre d'œufs augmente exponentiellement avec la taille chez la plupart des espèces de poissons (Legendre & Ecoutin 1989). Avec des femelles de grandes tailles, les œufs tendent à être plus grands et de meilleure qualité, donnant ainsi une plus grande chance de survie aux larves (Solemdal 1997 ; Trippel 1998).

Concernant *Argyrosomus regius*, l'évolution des indicateurs révèle clairement que l'espèce est très menacée. La forte prédominance des juvéniles dans les captures de l'espèce reflète une forte menace pour la population. En effet, ce mode d'exploitation diminue toutes les chances aux juvéniles de croître et de se reproduire pour reconstituer et préserver le stock. A l'image du thiof : *Epinephelus aeneus* (Ngom Sow *et al.* 2011), la situation de la courbine (*Argyrosomus regius*) est dramatique car les grands reproducteurs sont quasiment absents et les individus ayant la taille optimale sont devenus rares dans les captures.

Pour le tassergal *P. saltatrix*, les tendances observées indiquent une exploitation modérée du stock, du moins jusqu'en 2008. A partir de cette année, les faibles pourcentages d'individus à la taille optimale et d'individus sexuellement matures, reflètent le début d'une surexploitation de l'espèce. Ce constat est confirmé par la taille à la première capture de l'espèce, qui est largement inférieure à la taille de première maturité sexuelle, indicative d'un état d'exploitation soutenable du stock. Cela est également confirmé par la prédominance des juvéniles dans les captures au détriment des individus matures. Cette situation nécessite la prise de mesures de gestion urgentes de la pêcherie. En effet, il est important de laisser les juvéniles grandir jusqu'à leur taille optimale et d'éviter les captures excessives des super-reproducteurs de capture. Cela permettrait d'augmenter les rendements et les revenus des pêcheurs tout en laissant le stock sain.

La surexploitation des juvéniles de *M. cephalus* et d'*A. regius* et le début de surexploitation noté chez *P. saltatrix* concordent avec les résultats de diagnostics antérieurs faits par des

auteurs utilisant d'autres méthodes d'évaluation des stocks pélagiques : méthode acoustique (Marchal & Boëly 1977 ; Josse & Sévellec 1984) et démersaux : approche globale (Gascuel & Ménard 1997 ; Laurans *et al.* 2003a) et approche structurale (Barry *et al.* 2003 ; Laurans *et al.* 2003b). Ceci confirme la pertinence des trois indicateurs simples dans le diagnostic de l'état biologique des trois espèces à partir des captures.

4.3. Propositions de mesures de gestion des stocks

Sur la base des résultats obtenus qui indiquent un état de surexploitation des juvéniles surtout du mullet jaune et de la courbine et dans une moindre mesure du tassergal, les recommandations suivantes sont proposées pour une bonne gestion des stocks des trois espèces : (1) une réactualisation des tailles minimales de capture qui doit être de 46,5 cm LT pour *M. cephalus*, 93,5 cm LT pour *A. regius* et de 60,4 cm LT pour *P. saltatrix* étant donné que la réglementation adoptée à cet effet, dans le code de la pêche actuel au Sénégal, ne règle pas encore le problème lié à l'exploitation irrationnelle des stocks ; (2) une application de la maille minimale autorisée pour les engins de pêche, qui est de 50 mm pour la senne de plage et le filet maillant dérivant de surface et de 40 mm pour l'épervier, afin d'éviter les captures des juvéniles qui compromettent la capacité de renouvellement des stocks ; (3) une préservation des super-reproducteurs, en évitant les captures excessives des individus de taille ≥ 62 cm LT pour *M. cephalus* ; de taille ≥ 117 cm LT pour *A. regius* et de taille ≥ 71 cm LT pour *P. saltatrix*, pour assurer la reconstitution et la pérennisation des stocks (Tableau 9).

Tableau 9. Synthèse des résultats de l'état d'exploitation des stocks du mullet jaune (*Mugil cephalus*), de la courbine (*Argyrosomus regius*) et du tassergal (*Pomatomus saltatrix*) et recommandations.

Espèces	État d'exploitation des stocks	Recommandations en matière d'aménagement de l'étude
<i>Mugil cephalus</i> Mulet jaune	-Surexploitation des juvéniles -Faible taux de capture des poissons ayant la taille optimale économique.	<ul style="list-style-type: none"> ○ Augmenter la maille des engins qui cible l'espèce ○ Ne capturer que des individus de taille $\geq L_{90-100} = 46,5$ cm ○ Encourager la capture d'individus de taille pour lesquels le rendement économique maximum peut être obtenu ($L_{opt} : 51,0-62,0$ cm) ○ Épargner les grands reproducteurs en limitant les captures des individus de taille $\geq 62,0$ cm.
<i>Argyrosomus regius</i> Courbine	-Très forte surexploitation des juvéniles et des jeunes recrues -Déclin voire extinction des super-reproducteurs	<ul style="list-style-type: none"> ○ Augmenter la taille de première capture : $L_{90-100} = 93,5$ cm ○ Favoriser la capture d'individus de taille optimale économique : $L_{opt} : 96,0 - 117,0$ cm ○ Éviter les captures de juvéniles et jeunes recrues ($L \geq L_{50}=82,0$ cm).
<i>Pomatomus saltatrix</i> Tassergal	-Pleine exploitation, mais sous menace de surexploitation des juvéniles	<ul style="list-style-type: none"> ○ Nécessité de réaliser un suivi biologique de l'espèce ○ Exiger la prédominance dans les captures des individus de taille optimale économique ($L_{opt} = 58 - 71$ cm) ○ Épargner les grands reproducteurs en ne capturant pas de manière excessive les individus de taille ≥ 71 cm) ○ Exclure les juvéniles des captures en augmentant la taille de première capture : $L \geq L_{90-100} = 60,4$ cm.

5. Conclusion

L'étude a montré la capacité des indicateurs utilisés à évaluer le statut des stocks étudiés. Ces indicateurs simples ont permis d'affiner le diagnostic sur l'état des stocks des trois espèces. Les tendances notées sur l'état biologique des stocks du mullet jaune, de la courbine et du tassergal, sont pessimistes puisque les espèces sont globalement exploitées avant leur maturité sexuelle. A cet effet, la prise de mesures efficaces et durables de gestion des stocks est indispensable en vue de préserver la ressource. Ainsi, l'application de ces indicateurs dans la gestion des pêcheries va contribuer à la préservation des stocks de *M. cephalus*, d'*A. regius* et de *P. saltatrix*. En effet, les tailles de première maturité sexuelle et les tailles optimales économiques obtenues pourront servir de points de références pour la révision de la taille de première capture des espèces étudiées.

CHAPITRE 6 : DYNAMIQUE DE L'ABONDANCE DES STOCKS DE TROIS ESPECES DE POISSONS

1. Introduction

L'accroissement rapide du niveau d'exploitation des ressources halieutiques par la pêche a pour conséquence une diminution de la biomasse des espèces ciblées (Laurans 2004a ; Erzini *et al.* 2005 ; Gascuel 2007). Ainsi dans le souci de préserver les ressources par la gestion des pêcheries, plusieurs études d'évaluation de stocks ont été conduites en Afrique de l'ouest (Laurans *et al.* 2002 ; Barry *et al.* 2004 ; Sidibé *et al.* 2004 ; Gascuel 2007). Depuis quelques années, la liste des espèces ciblées par la pêche a fortement évolué. En effet, en réponse à la rareté de certaines espèces à forte valeur commerciale et à la demande accrue du marché, la pression exercée sur la ressource a très fortement augmenté (Gascuel 2007). Dans ce contexte, la compréhension de l'impact de la pêche à l'échelle locale est essentielle pour une gestion efficace des ressources (Pauly 2007). Dans ce chapitre, une analyse de l'évolution de l'abondance de trois espèces de poissons (*Mugil cephalus*, *Argyrosomus regius*, *Pomatomus saltatrix*) à partir de captures de pêche commerciale est effectuée.

Le choix de la Grande côte et en particulier des espèces, est justifié par le cahier de charge du Projet d'Appui à la Pêche Artisanale Transfrontalière de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature de Mauritanie. Ce projet vise à assurer une exploitation durable du mullet jaune, de la courbine et du tassergal à travers un système cohérent de gestion. De ce fait, la connaissance de ces ressources (bio-écologie, état des stocks etc.) est fondamentale pour la formulation de plan d'aménagement. De plus, ces espèces sont de plus en plus prisées par les consommateurs et donc prennent d'avantage de l'importance dans les captures.

Dans le but de fournir des informations relatives à l'état des stocks des trois espèces, le modèle linéaire généralisé est appliqué à une série temporelle afin de déceler les tendances de l'abondance relative des espèces. L'analyse de ces tendances permet de comprendre l'état actuel de la ressource exploitée et de bien choisir les mesures de gestion à adopter et de bien orienter les prises de décision au profit d'une gestion efficace et durable des pêcheries et d'une conservation des ressources halieutiques.

2. Matériel et méthodes

Les estimations sont faites à l'aide du modèle linéaire généralisé qui permet d'attribuer un même poids à chaque modalité des variables explicatives retenues et donc de rééquilibrer le

plan d'échantillonnage. Le modèle permet également un traitement simultané des données de différentes années, en tenant compte des informations acquises chaque année. Les indices d'abondance sont standardisés en intégrant les variables qui expliquent de façon significative la majorité de la déviance. Les détails sur cette méthode sont décrits au Chapitre 7.

3. Résultats

3.1. Évolution de l'abondance des espèces-cibles

3.1.1. *Mugil cephalus*

- Ajustement du modèle

Les variables qui expliquent de façon significative la déviance sont l'année, le port de pêche, la catégorie d'engins, la profondeur et l'effort de pêche (Tableau 10). Le lieu de pêche et la saison n'expliquent pas de manière significative la variance observée ; pour cette raison, ils n'ont pas été retenus. La structuration des résidus valident l'utilisation du modèle (Figure 35).

Tableau 10 : Modélisation GLM des CPUE de *Mugil cephalus* (source : données de pêche artisanale CRODT de 1990 à 2009).

Modèle gaussien : CPUE *Mugil cephalus* ~ Ans+semestre+port+catégories d'engins+profondeur+effort de pêche

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P (> Chi)	
NULL			2548	6089.1		
Années	19	619.86	2529	5469.2	< 2.2e-16	***
Port de pêche	1	13.50	2527	5455.4	0.002347	**
Catégories d'engins	72	1259.88	2455	4195.6	< 2.2e-16	***
Profondeur	6	31.37	2449	4164.2	0.001486	**
Effort de pêche	266	980.10	2183	3184.1	< 2.2e-16	***

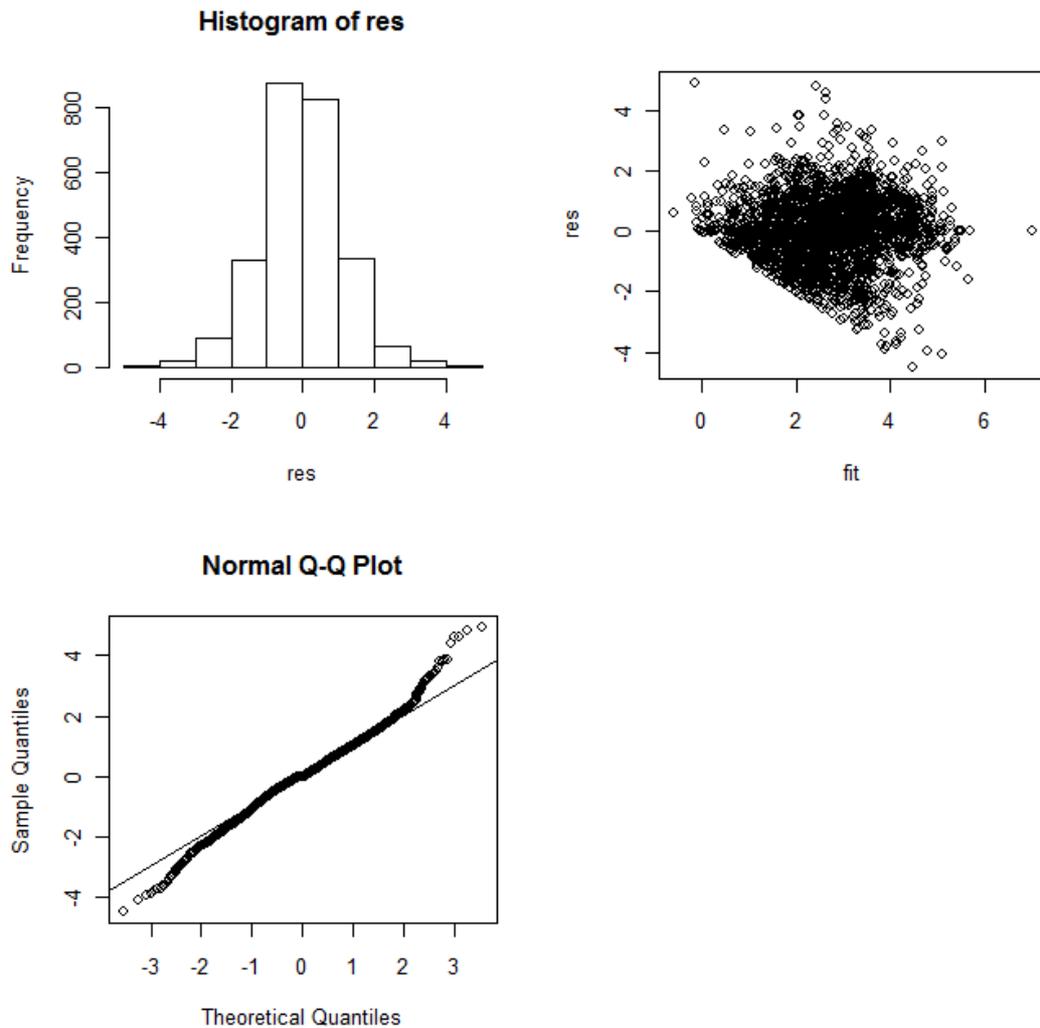


Figure 35 : Ajustement d'un modèle GLM avec distribution gaussienne pour les CPUE positives de *Mugil cephalus* dans le jeu de données de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.

- Distribution des données

La distribution des CPUE en fonction des différentes variables ayant un effet significative, est représentée par la Figure 36. Les CPUE fluctuent fortement en fonction des années. Une diminution est notée de 1990 à 1997, suivi d'une augmentation sur la période 1998-2000. La suite est marquée par une diminution jusqu'en 2005 et une nouvelle augmentation des CPUE est notée par la suite. Concernant le port de pêche, les CPUE sont plus élevés au niveau de Saint-Louis qu'à Kayar. Une tendance nette à la diminution est notée en fonction de la bathymétrie jusqu'à la tranche 5 pour ensuite subir une augmentation. Les CPUE sont très variantes entre les catégories d'engins de pêche. Une légère augmentation est également notée en fonction de l'effort de pêche.

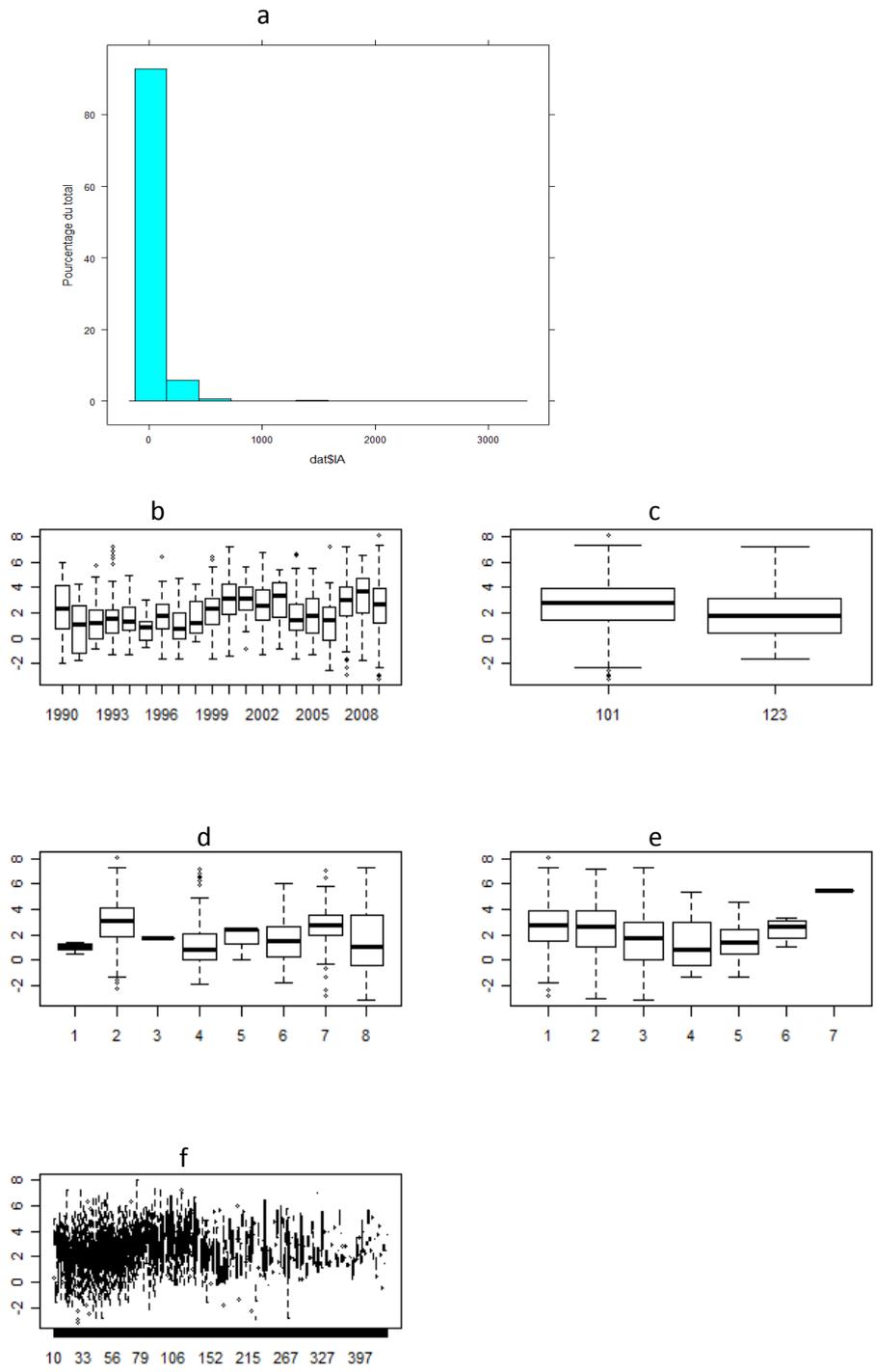


Figure 36 : Distribution en (a) histogramme et en boîte à moustache des CPUE de *Mugil cephalus* suivant (b) les années, (c) le port de pêche, (d) la catégorie d’engins de pêche, (e) la bathymétrie et (f) l’effort de pêche.

- Évolution de l'abondance du stock de *Mugil cephalus*

L'analyse de l'évolution des CPUE non standardisées montre une constance relative de celles-ci. Par contre, l'application du modèle révèle clairement une tendance à la diminution des indices d'abondance en fonction des années surtout sur la période 2001-2009. Très élevée en particulier en 1993, l'abondance de l'espèce diminue jusqu'en 1996. A partir de 2004, une forte diminution de l'abondance est notée jusqu'en 2009 (Figure 37).

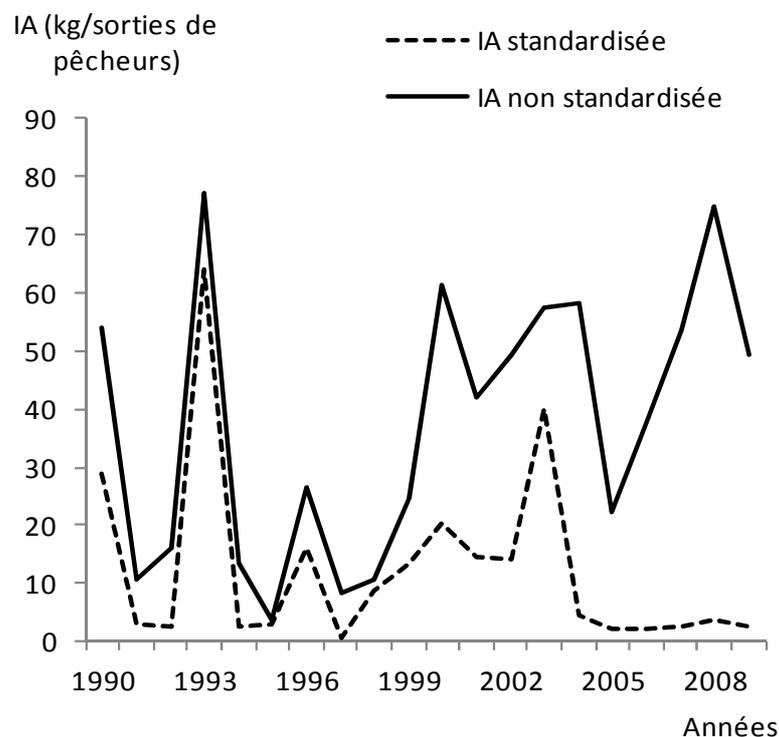


Figure 37 : Évolution de l'abondance (IA = Indice d'abondance) du stock de *Mugil cephalus* estimée à partir de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.

3.1.2. *Argyrosomus regius*

- Ajustement du modèle

Les variables explicatives dont les effets ont été significatifs sont constituées de l'année, du port de pêche, de la catégorie d'engins de pêche, de la profondeur et de l'effort de pêche. La variable "lieu de pêche" n'explique pas de manière significative la déviance observée

(Tableau 11). L'analyse de la déviance indique que le modèle est explicatif. La distribution des résidus justifie la validité du modèle utilisé (Figure 38).

Tableau 11 : Modélisation GLM des CPUE d'*Argyrosomus regius* (source : données de pêche artisanale CRODT : 1990-2009).

Modèle gaussien : CPUE *Argyrosomus regius* ~ Ans+semestre+port+catégories d'engins+profondeur+effort de pêche

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P (> Chi)	
NULL			7404	10189.3		
Années	19	1453.24	7385	8736.1	< 2.2e-16	***
Semestre	1	25.75	7384	8710.3	1.236e-08	***
Port de pêche	1	1051.10	7383	7659.2	< 2.2e-16	***
Catégories d'engins	7	221.20	7376	7438.0	< 2.2e-16	***
Profondeur	99	757.44	7277	6680.6	< 2.2e-16	***
Effort de pêche	376	1201.33	6901	5479.3	< 2.2e-16	***

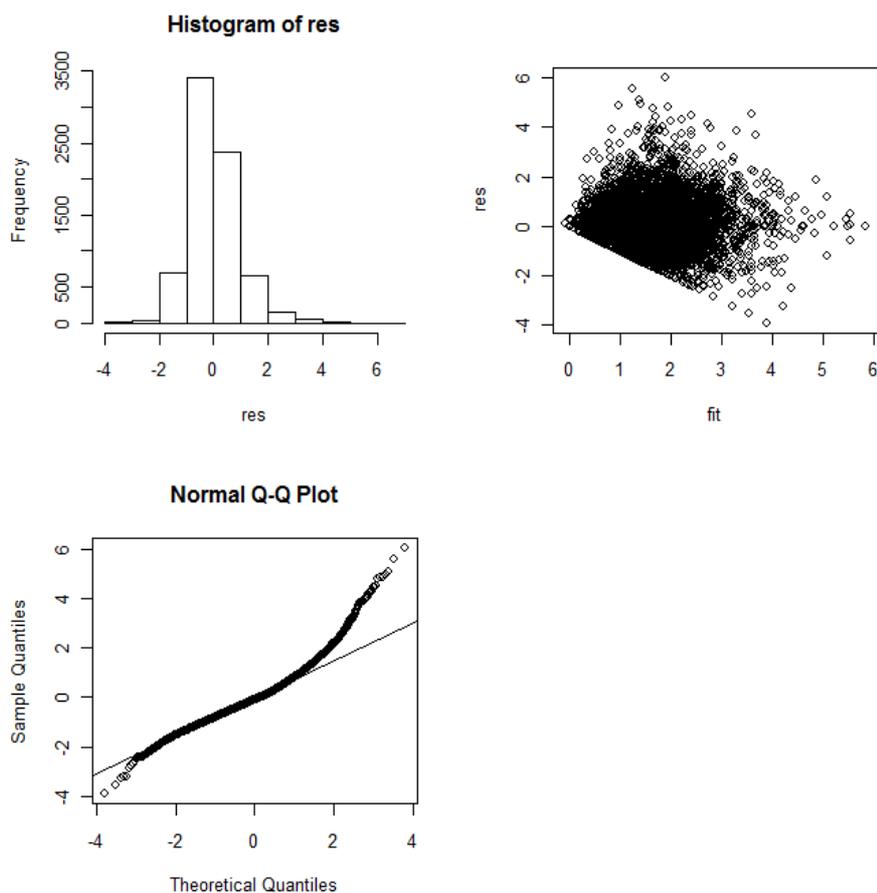


Figure 38 : Ajustement d'un modèle GLM avec distribution gaussienne pour les CPUE positives d'*Argyrosomus regius* dans le jeu de données de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.

- Distribution des données

L'évolution des CPUE en fonction des variables retenues est représentée par la Figure 39. Une tendance nette à la diminution des CPUE est notée en fonction des années. Les CPUE sont plus élevés à Kayar qu'à Saint-Louis et plus élevés en saison froide qu'en saison chaude. Ils augmentent avec la profondeur et avec l'effort de pêche. Les CPUE varient fortement selon la catégorie d'engins de pêche.

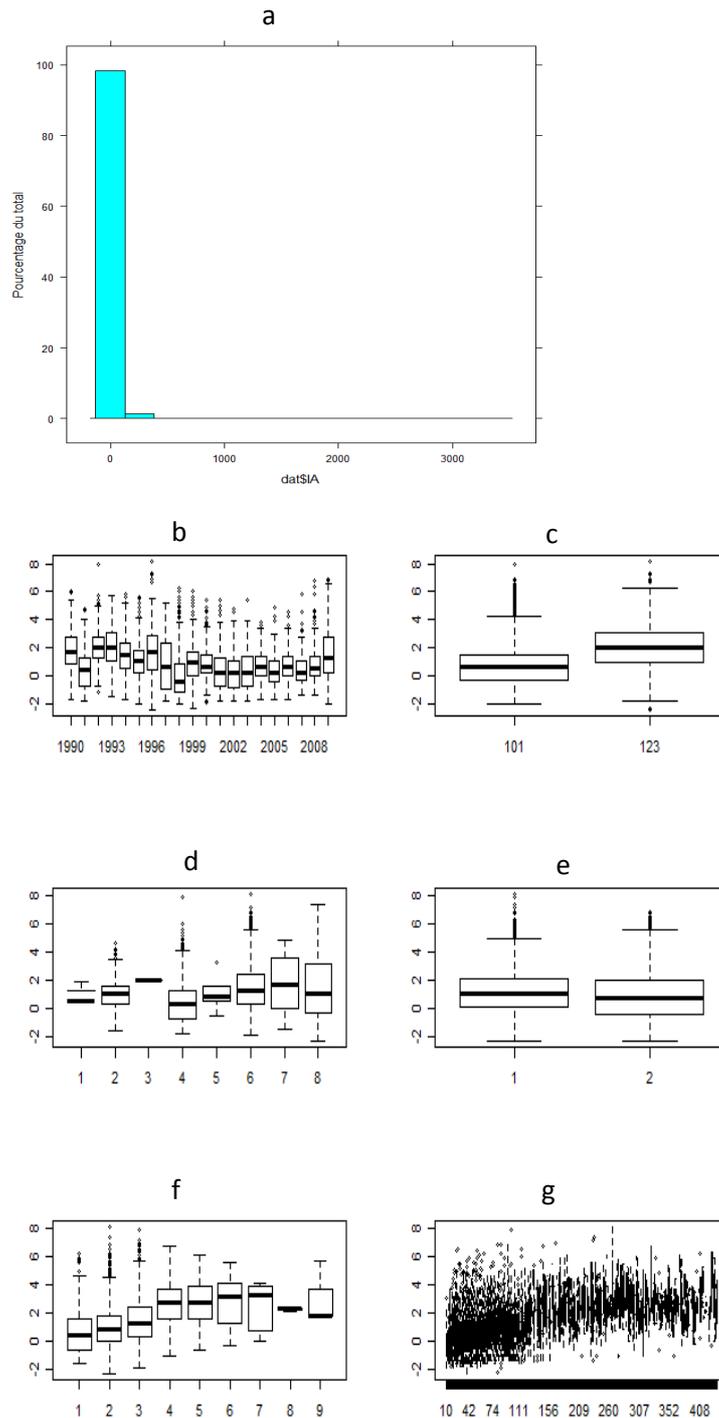


Figure 39 : Distribution en (a) histogramme et en boîte à moustache des CPUE d'*Argyrosomus regius* suivant (b) les années, (c) le port de pêche, (d) la catégorie d'engins de pêche, (e) la saison, (f) la bathymétrie et (g) l'effort de pêche.

- Évolution de l'abondance du stock d'*Argyrosomus regius*

L'analyse des indices d'abondance montre une diminution de 1990 à 2009. En effet, aussi bien pour la série standardisée que pour celle non standardisée, une diminution de l'abondance de l'espèce est notée en fonction des années. Cela traduit une baisse nette de l'abondance du stock de la courbine sur la période 1990-2009 (Figure 40).

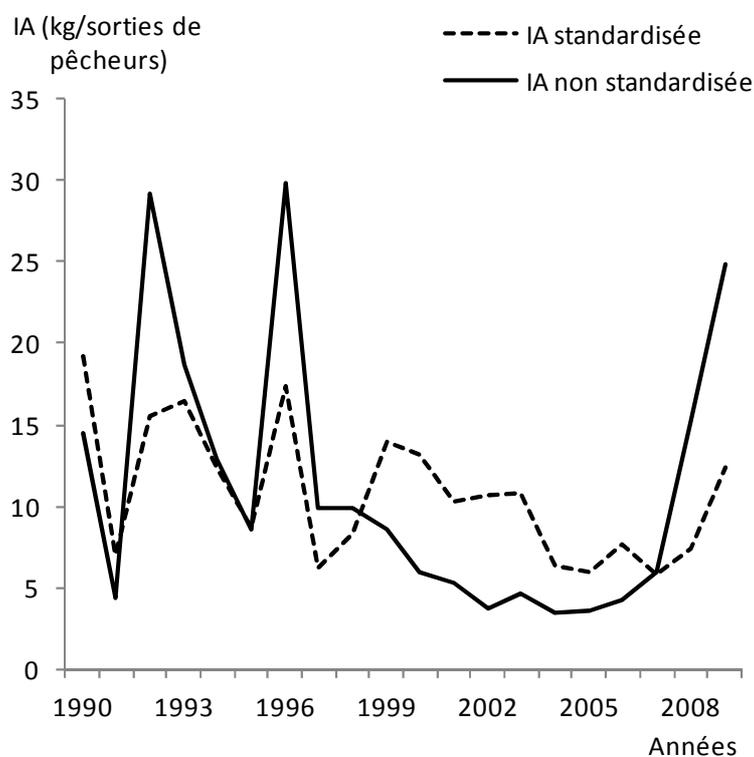


Figure 40 : Évolution de l'abondance (IA = Indice d'abondance) du stock d'*Argyrosomus regius* estimée à partir de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.

3.1.3. *Pomatomus saltatrix*

- Ajustement du modèle

Sur la série, seule la variable "lieu de pêche" n'a pas été retenue puisque n'expliquant pas de façon significative la déviance totale. Par contre, les variables année, saison, port de pêche, catégorie d'engins de pêche, profondeur et effort de pêche ont été utilisées pour la

standardisation de la série. Leurs effets expliquent significativement la déviance totale (Tableau 12). La distribution des résidus justifie la validité du modèle utilisé (Figure 41).

Tableau 12 : Modélisation GLM des CPUE de *Pomatomus saltatrix* (source : données de pêche artisanale CRODT : 1990-2009)

Modèle gaussien : CPUE *Pomatomus saltatrix* ~Ans+semestre+port+catégories d'engins+profondeur+effort de pêche

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P (> Chi)	
NULL			8147	29263		
Années	19	2743.4	8128	26520	< 2.2e-16	***
Semestre	1	293.9	8127	26226	< 2.2e-16	***
Port de pêche	1	28.1	8126	26198	7.104e-05	***
Catégories d'engins	7	7866.2	8119	18332	< 2.2e-16	***
Profondeur	94	1524.4	8025	16807	< 2.2e-16	***
Effort de pêche	363	3159.9	7662	13647	< 2.2e-16	***

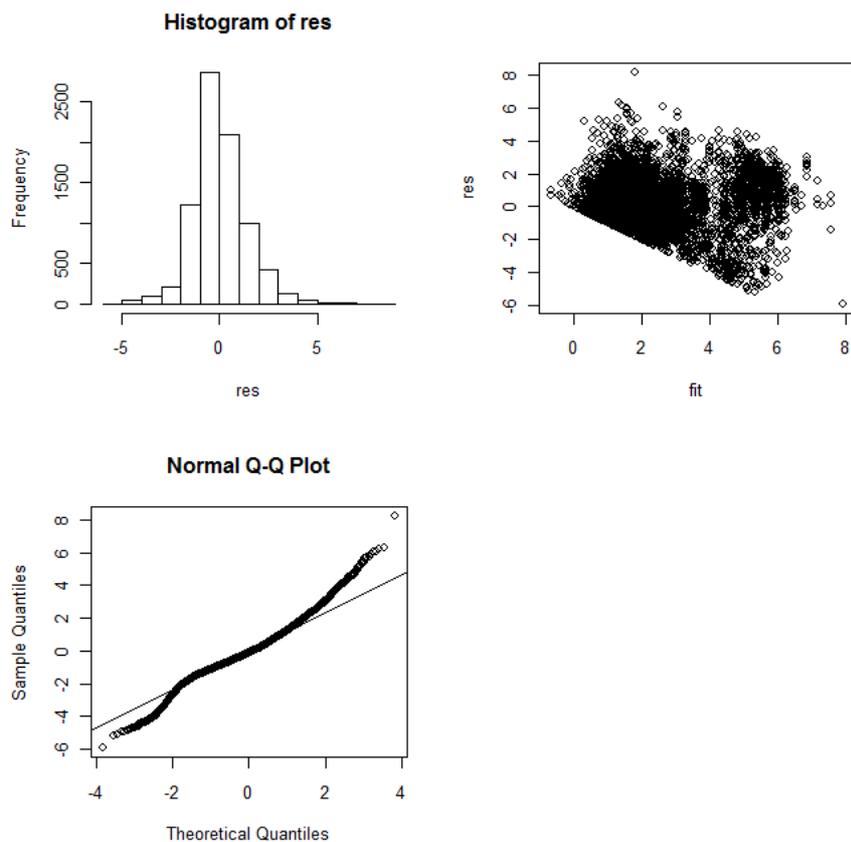


Figure 41 : Ajustement d'un modèle GLM avec distribution gaussienne pour les CPUE positives de *Pomatomus saltatrix* dans le jeu de données de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.

- Distribution des données

L'évolution des CPUE en fonction des variables retenues est représentée par la Figure 42. Les indices d'abondance de *Pomatomus saltatrix* sont relativement constants de 1990 à 2004 et puis augmentent à partir de 2005. Une augmentation des CPUE est observée en rapport avec l'augmentation de l'effort de pêche et de la profondeur du moins jusqu'à la tranche 6, pour ensuite diminuer avec l'augmentation de la profondeur. Les différences entre les deux ports de pêche sont légères. Les CPUE sont plus élevés en saison froide qu'en saison chaude. Ils varient également selon la catégorie d'engins de pêche.

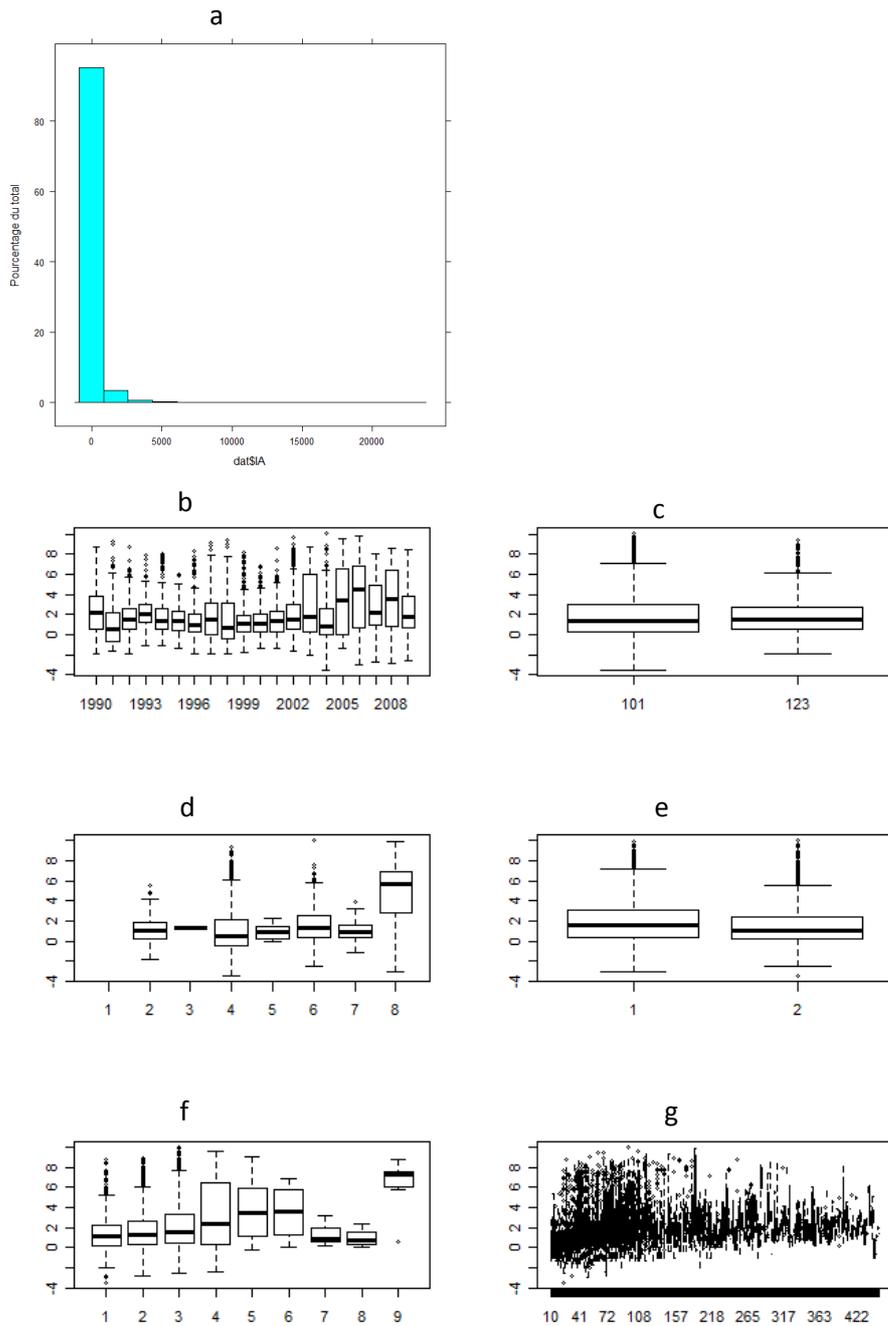


Figure 42 : Distribution en histogramme (a) en boîte à moustache des CPUE de *Pomatomus saltatrix* suivant (b) les années, (c) le port de pêche, (d) la catégorie d’engins de pêche, (e) la saison, (f) la bathymétrie et (g) l’effort de pêche.

- Évolution de l’abondance du stock de *Pomatomus saltatrix*

L’évolution de l’abondance de *Pomatomus saltatrix* ne montre pas de tendance sur la période 1990-2001. Par contre, une augmentation est notée de 2002 à 2003, année à partir de

laquelle une nette diminution est observée (de 2003 à 2009). La présence d'un pic en 2006 est notée sur la série non standardisée, cependant l'ajustement par le modèle révèle clairement une tendance à la diminution de l'abondance de l'espèce (Figure 43).

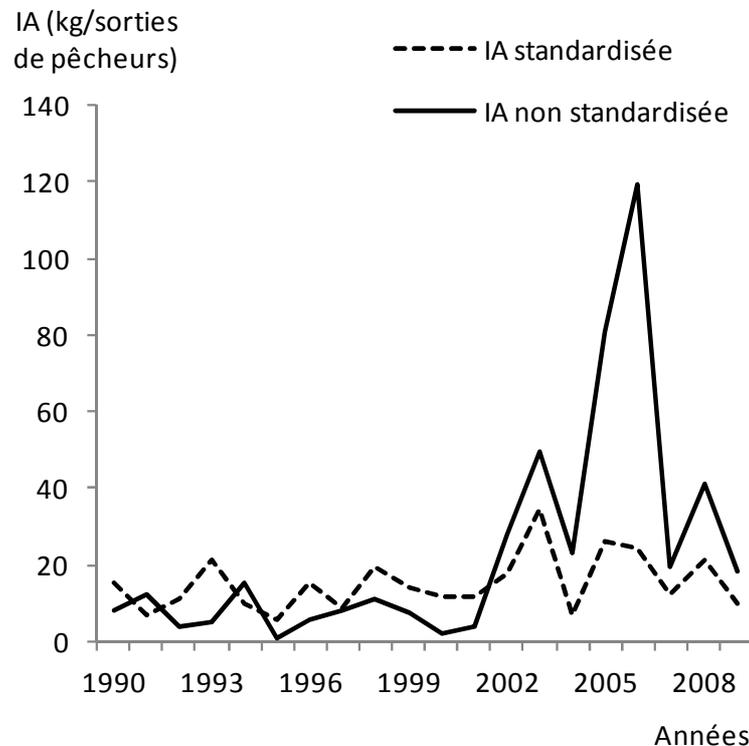


Figure 43 : Évolution de l'abondance (IA = Indice d'abondance) du stock de *Pomatomus saltatrix* estimée à partir de la pêche artisanale sur la Grande côte du Sénégal de 1990 à 2009.

4. Discussion

La dégradation des ressources halieutiques sous l'effet croissant de la pêche (Caddy *et al.* 1998 ; FAO, 2002 ; 2004 et 2008a) est un phénomène inquiétant à l'échelle mondiale. Divers auteurs ayant mené des études sur l'évaluation des ressources marines (Christensen *et al.* 2003 ; Stobutzki *et al.* 2006 ; Gascuel 2007) ont montré que plusieurs espèces sont en état de surexploitation. De manière générale, l'estimation de l'abondance des ressources est basée sur des données de pêche commerciale ou de campagnes scientifiques. Les données de pêche commerciale sont le plus souvent ceux disponibles et d'habitude, elles couvrent de larges zones géographiques. Cependant, les estimations utilisant ces types de données peuvent être biaisées (Ben Yami 2003 ; Hampton *et al.* 2005) en raison des changements qui peuvent intervenir dans la stratégie de pêche, les tactiques (Fall *et al.* 2006) et l'efficacité de pêche (Gascuel *et al.* 2007) à savoir par exemple le changement de pirogues et/ou navires ou

d'engins de pêche etc. Les estimations d'abondance qui sont basées sur des données de campagnes scientifiques sont généralement considérées comme plus fiables parce que les protocoles d'échantillonnage et l'efficacité de la pêche sont théoriquement cohérents d'une année à une autre (Gascuel *et al.* 2007). Cependant, bien qu'étant plus fiables pour les estimations d'abondance des stocks, les données de campagnes scientifiques requièrent de gros moyens techniques et financiers et beaucoup de temps, ce qui constitue un problème dans le contexte actuel où l'évaluation des stocks exploités est une urgence, puisque devant aider à la prise rapide de mesures de gestion efficaces et durables des ressources marines surexploitées. Ainsi, le besoin d'appliquer des méthodes d'ajustement et de normalisation (Pelletier 1998) aux variables pouvant influencer l'abondance dans les séries de données de pêche commerciale (étant les plus disponibles) s'impose. C'est le cas de la présente étude, où le modèle linéaire généralisée (Gascuel & Ménard 1997 ; Laurans *et al.* 2003a ; Laurans 2005) a été appliqué aux données de pêche commerciale pour standardiser les CPUE en tenant compte de l'ensemble des variables explicatives ayant une influence significative sur l'abondance des espèces.

La diminution des abondances de *Mugil cephalus* et surtout d'*Argyrosomus regius* dans un contexte de pression de pêche confirme les résultats obtenus sur les effets d'une forte activité de pêche sur l'abondance des ressources par divers auteurs (Laurans *et al.* 2002 ; Laë *et al.* 2004 ; Jouffre & Inejih 2005 ; Gascuel *et al.* 2007).

Au Sénégal, la forte réduction de l'abondance de beaucoup d'espèces démersales en particulier (Laurans 2004b ; Gascuel *et al.* 2004, 2007) sous l'effet d'une surexploitation a conduit à une réorientation de la pêche vers les espèces qui étaient peu exploitées. Cette forte exploitation a ainsi affecté l'état de cette ressource, qui ne faisait pas l'objet d'évaluation et d'aménagement du fait qu'elle était peu exploitée par la pêcherie. La réduction des abondances de *M. cephalus* et d'*A. regius* notée dans la présente étude constitue un indice de la conséquence du transfert et/ou de l'intensification de l'effort de pêche sur ces espèces et mérite une attention particulière de la part des gestionnaires de la pêche. Nos résultats confirment ceux obtenus sur les deux espèces au niveau de la zone sénégal-mauritanienne par des études préliminaires d'évaluation qui ont utilisé un modèle de production dynamique de Schaefer (1954) et qui indiquent une situation de surexploitation des stocks de courbine : *A. regius* et du mullet jaune : *M. cephalus* (Inejih *et al.* 2010). Des tendances similaires sont également notées sur les stocks pélagiques au niveau de la ZEE Mauritanienne (Failler *et al.*

2006). Pour le tassergal : *P. saltatrix*, l'absence de tendance nette sur l'abondance de l'espèce, malgré l'augmentation de l'effort de pêche indique un niveau d'exploitation acceptable. Cependant, les indicateurs basés sur les fréquences de taille (*cf.* § Chapitre 5) suggèrent que cette apparence de stabilisation du stock, notée à travers les indices d'abondance, doit être prise avec beaucoup de précaution puisque que l'espèce est sous menace de surexploitation.

5. Conclusion

En définitif, l'analyse de l'évolution de l'abondance des stocks d'*A. regius* et de *M. cephalus* montre une nette diminution, avec une pente plus forte pour la courbine que pour le mullet jaune. Pour *P. saltatrix* aucune tendance ne se dessine sur la période étudiée. Cette situation notée dans un contexte de forte exploitation, traduit les conséquences d'une forte pêche sur l'état des trois espèces étudiées. A travers ces résultats l'étude fournit des informations relatives à l'état des stocks de ces trois espèces et par conséquent contribue à aider les décideurs à mieux orienter les actions d'aménagement vers les espèces menacées de surexploitation ou en surexploitation.

CHAPITRE 7 : INDICATEURS ET IMPACTS DES PEUPEMENTS EXPLOITÉS

1. Introduction

Les écosystèmes sont fondamentalement dynamiques (Link *et al.* 2010). Leur dynamique est une réponse intégrée de leurs différentes composantes (i.e. groupes d'espèces) aux facteurs naturels et/ou anthropiques qui agissent de manière indépendante ou en synergie (Link *et al.* 2010). Les impacts de la pêche sur de nombreux écosystèmes marins ont conduit à adopter une approche écosystémique dans la gestion des pêches (Cury & Christensen 2005 ; Link 2005 ; Coll *et al.* 2008). Dans ce contexte, de nombreux travaux d'analyse ou d'estimation d'indicateurs ont été réalisés (Trenkel & Rochet 2003 ; Nichol森 & Jennings 2004 ; Jennings & Dulvy 2005 ; Greenstreet & Rogers 2006). La combinaison d'indicateurs permet d'analyser les tendances d'évolution au niveau de la communauté en intégrant les composantes au niveau individuel. En effet, la réponse de chaque espèce est en grande partie déterminée par les caractéristiques biologiques de l'espèce, qui ne sont généralement pas connues avec suffisamment de détails. (Rochet 1998 ; Rice 2000 ; Zuur *et al.* 2003).

Des changements sur la pêche et sur le climat peuvent affecter l'état d'équilibre des écosystèmes marins (Garcia *et al.* 2001). La pêche est l'une des principales activités humaines qui modifient les écosystèmes aquatiques (Jennings & Kaiser 1998). En effet, elle affecte directement les communautés de poissons par le prélèvement sélectif d'espèces ou de groupes d'espèces cibles (Zwanenburg 2000), par la capture d'espèces accessoires (Stevens *et al.* 2000) et par la modification des habitats (Moran & Stephenson 2000). Indirectement, la pêche modifie les interactions biotiques (compétition, prédation) transmises dans le réseau trophique et via la cascade trophique. Ainsi, combinée aux effets du changement climatique, elle peut provoquer des changements sur l'organisation et la structure des peuplements de poissons en termes de biomasse des espèces, de composition spécifique, de structure trophique, de niveau trophique (Pauly *et al.* 1998 ; Albaret & Laë 2003) et spectres de taille (Blaber *et al.* 2000).

Les indicateurs écosystémiques permettent de synthétiser les tendances d'évolution de la structure ou du fonctionnement des écosystèmes, qui peuvent être liées à la pêche et/ou à la variabilité de l'environnement. Des indicateurs basés sur la taille, la structure trophique, l'abondance relative et la diversité spécifique ont été estimées sur la base de séries chronologiques dans diverses études (Bianchi *et al.* 2000 ; Trenkel & Rochet 2003).

L'originalité de cette étude réside dans l'analyse conjointe de données de campagnes scientifiques et de pêches commerciales, mais également l'intégration des facteurs de l'environnement dans l'évaluation de l'état de ressources halieutiques d'un écosystème marin.

Ainsi, en utilisant dans la présente étude l'approche comparative, nous explorons les évolutions d'un certain nombre d'indicateurs basés sur la structure trophique, l'abondance relative et la diversité spécifique de poissons afin de détecter leurs tendances temporelles et de déduire les réponses des peuplements de poissons sous les effets à la fois des variations de l'environnement et de la pression de pêche.

2. Matériel et méthodes

2.1. Détermination des périodes à comparer : méthode CAH

Afin de déterminer deux périodes de pêche comparables suivant la différence du niveau d'exploitation de la ressource au niveau de la Grande côte du Sénégal, la méthode de Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a été utilisée après une analyse des correspondances (AFC) (Figure 44). L'analyse des correspondances est faite sur la base d'un tableau des *captures* (poids), avec les *années* comme individus et les *engins de pêche* comme variables. Les deux composantes de l'AFC expliquent 59,07% de la variabilité totale. L'axe vertical différencie les ellipses 1 et 2 qui se caractérisent par un effort de pêche faible et des captures modérées de l'ellipse 4 qui est marquée par un effort de pêche élevé et des captures plus importantes. En revanche, l'axe horizontal différencie l'ellipse 1 caractérisée par la capture d'espèces de grandes tailles et en petit nombre des ellipses 2 et 3 marquées par la captures d'espèces de petites tailles et en grands nombre. La CAH permet de distinguer principalement deux groupes/périodes : la période 1 (1990 à 1998) qui se caractérise d'une part par un effort de pêche faible et des CPUE élevées et d'autres parts par des températures de surface basses et une forte concentration en chlorophylle *a* ; la période 2 (1999-2009) est marquée d'une part par un effort de pêche élevé et des CPUE faibles et d'autres parts par des températures de surface élevées et une faible concentration en chlorophylle *a*. Dans la présente étude, afin d'harmoniser les deux périodes à comparer nous avons ajouté l'année 1999 à la période 1, ce qui nous a permis d'avoir deux période de dix ans : 1990-1999 et 2000-2009.

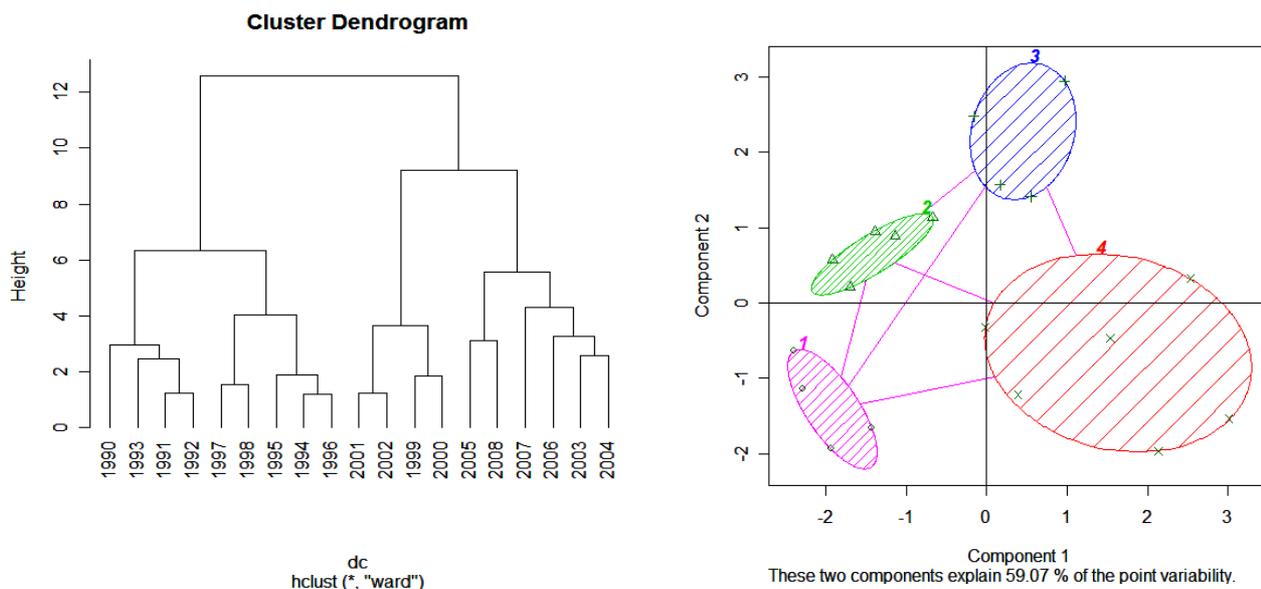


Figure 44 : Répartition des années en fonction des captures par engins de pêche (en ligne les années, en colonnes les engins de pêche et en valeurs de croisement, les captures).

2.2. Sources des données

2.2.1. Données de pêche commerciale

Les données proviennent de la base du Centre de Recherches Océanographiques de Dakar Thiaroye (CRODT). Il s'agit des données de captures de la pêche artisanale collectées sur la base d'enquêtes régulières des débarquements sur la Grande côte du Sénégal entre 1990 et 2009. Cette base renferme des données relatives aux captures par espèces, à l'effort de pêche, aux saisons et aux différentes catégories d'engins de pêche. La méthodologie est basée sur une stratification à trois niveaux (centre de pêche - mois - engin de pêche) dont le but est de mieux prendre en compte les fluctuations spatio-temporelles et les spécificités de chaque type de pêche. Les niveaux trophiques des espèces considérées dans cette étude proviennent de Fishbase (www.fishbase.org).

2.2.2. Données de campagnes scientifiques

Les données de campagnes scientifiques proviennent de 18 campagnes de chalutages effectuées dans la zone Nord du Sénégal en saison chaude et en saison froide par le CRODT de 1990 à 2008. Les campagnes ont été réalisées à bord de deux navires océanographiques (*Louis Sauger* et *Itaf Dème*) aux caractéristiques très voisines en termes de longueur totale

(37,5 m), de technique opératoire (pêche-arrière) et par conséquent en termes de prise par pêche. Les caractéristiques du chalut utilisé sont les mêmes tout au long de la série étudiée : longueur de 31,8 m, bourrelet de 33,9 m, corde de dos de 24,5 m et poche avec des mailles étirées de 45 mm. Les 745 stations de pêche retenues, soit une moyenne de 41 stations/campagne, ont été chalutées du lever au coucher du soleil à raison de 30 min par station.

2.2.3. Données environnementales

Les données environnementales sont des données satellitaires et comprennent la température de surface de l'eau, l'indice d'upwelling côtier et la concentration en chlorophylle *a*. Ces données sont extraites des sites de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration : http://las.pfeg.noaa.gov/las6in?var=1638_5/servlets/constra) et du site de l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer : <http://www.brest.ird.fr/us191/valorisation/obssat/aos.php>) sur la période 1990-2009.

2.3. Extrapolation des captures

Le traitement des données d'enquête au débarquement s'inscrit principalement dans le cadre d'une procédure de calcul aboutissant à l'estimation de l'effort et des captures au niveau de chaque port d'enquête et par année. Pour chaque port de débarquement, et pour chaque catégorie d'engin de pêche, l'effort de pêche (nombre de sorties de pêcheurs) et les captures (kg) sont cumulés puis agrégés par mois en tenant compte du nombre de jours sans collecte d'effort de pêche et sans enquête sur les captures dans le mois. C'est ainsi que les captures sont ramenées à une capture annuelle en tenant compte du nombre de jours non enquêtés dans l'année. Ces données de captures permettent d'abord d'estimer les captures par unité d'effort (CPUE en kg par sorties de pêcheur) par mois et par engin au niveau de chaque port de débarquement. Ensuite, la combinaison des CPUE avec l'effort agrégé des différents ports aboutit à la détermination des captures extrapolées dans la zone.

Les captures issues des enquêtes sont extrapolées au nombre de sorties de pêche journalières suivant ces formules :

$$C_j = (C_{enqj}/S_{enqj}) \times S_j \quad (11)$$

$$C_a = C_j \times 365 \quad (12)$$

Où C_j = capture estimée pour une journée j ; S_j = sorties de pêche par jour j ; C_{enqj} = capture enquêtée par jour ; S_{enq} = nombre de sorties de pêche pris dans l'enquête des captures par jour ; C_a = capture annuelle estimée ; 365 = nombre de jours dans l'année.

2.4. Capture par unité d'effort (CPUE)

Afin de standardiser les captures par unité d'effort (i.e. indice d'abondance (IA)) par année pour chaque classe trophique (i.e. niveaux trophiques regroupés en classe de 0,25), un modèle linéaire généralisé (GLM) a été utilisé. Comparativement au modèle linéaire simple, il permet de lever certaines hypothèses plus ou moins contraignantes telles que l'hétérogénéité des variances, la normalité des erreurs et de prendre compte des contraintes dans le domaine de la variation de l'espérance de l'observation (Laurans 2005 ; Thiaw *et al.* 2009 ; Thiaw *et al.* 2013). Le plus souvent, l'estimation de l'indice d'abondance se fait à partir de données indirectes comme les captures et l'effort de pêche. Or, la capture par unité d'effort (CPUE), qui correspond à l'indice d'abondance, est très variable selon la flottille. Une première approche consiste à estimer une CPUE moyenne par année pour chaque flottille. En raison de sa rapidité d'exécution, cette méthode présente un grand avantage et est souvent retenue. La confrontation de cette méthode à l'estimation de l'indice d'abondance par la modélisation GLM, permet de comparer les résultats obtenus par les deux démarches méthodologiques sur les mêmes CPUE (Gascuel & Thiam 1994).

La modélisation de type GLM est utilisée pour deux raisons principales : D'une part, le modèle conduit en quelque sorte à un « rééquilibrage du plan d'échantillonnage ». Les jeux de données sont en général très déséquilibrés (la répartition saisonnière et spatiale des relevés est variable d'une année à une autre). Ainsi en attribuant un même poids à chaque modalité des variables explicatives retenues, le modèle conduit à des estimations équivalentes à celle d'un plan d'échantillonnage équilibré. D'autre part, la modélisation permet un traitement simultané des données de différentes années, en tenant compte des informations acquises chaque année. En effet, lorsque les tests statistiques le justifient, les effets de puissance de pêche par catégorie de pirogue et les schémas de répartition spatio-temporelle, calculés en valeur moyenne sur l'ensemble de la période, sont pris en compte. L'indice d'abondance ainsi estimé pour chaque année par ce modèle tient ainsi compte des facteurs de standardisation et/ou des schémas saisonniers. La modélisation GLM permet également d'analyser des séries de CPUE dont la distribution n'est pas normale (par exemple une distribution gamma, poissonnienne, binomiale ou delta). Ce type de modèle décrit la distribution et la variabilité d'une CPUE au

regard de certains facteurs mesurables. Ces derniers permettent d'expliquer, au moins pour une partie, la variabilité des CPUE. Les effets pouvant être pris en compte sont :

- un effet année, qui prend en compte la variation interannuelle d'abondance de la fraction accessible de la population ainsi que la variabilité interannuelle de l'efficacité de l'unité de pêche,
- un effet saison, qui intègre la disponibilité saisonnière de la partie accessible de la population sur la zone et la période d'étude et l'efficacité saisonnière des unités de pêche liée aux modifications d'activité,
- un effet zone, qui tient compte de la variation spatiale d'abondance et d'accessibilité du stock sur cette zone ainsi que l'efficacité spatiale des unités de pêche sur la zone,
- un effet catégorie d'engins de pêche, qui intègre l'efficacité différentielle d'un groupe d'engins pêche sur la zone et la période d'étude,
- un effet bathymétrique, qui tient compte de la distribution suivant la profondeur de l'abondance et de l'accessibilité du stock, ainsi que l'efficacité de l'unité de pêche suivant la bathymétrie.

Lors de l'application du modèle, les effets simples et d'interactions sont recherchés. Mais en général, peu d'effets d'interactions sont conservés car ils expliquent une faible part de la déviance du modèle tout en augmentant fortement le nombre de degré de liberté. La décision de retenir ou de rejeter un modèle dépend (1) de l'analyse de la significativité de l'ajustement du modèle aux données, (2) de l'examen du coefficient de détermination (R^2) et du degré de liberté lié à l'ensemble du modèle et à chaque facteur introduit, (3) de la vérification des hypothèses de base de l'analyse de variance : analyse des résidus (histogramme de fréquence des résidus, graphique résidus-prédits, graphique variance-prédits et vérification de la normalité des résidus), (4) des critères biologiques et/ou halieutiques liés à la cohérence et à « l'interprétabilité » des résultats obtenus.

Dans le cas de la série dont nous disposons, qui est constituée de valeurs positives, l'indice d'abondance annuel est estimé à l'aide du modèle gaussien. Les variables sont le port de pêche (Kayar et Saint-Louis), l'année (de 1990 à 2009), la saison (saison chaude et saison froide), le type d'engins de pêche (lignes, palangres, filets maillants, filets dérivants, trémails, sennes coulissantes, sennes de plage, épervier) pour la pêche commerciale et de la station et

du chalut en plus de l'année et de la saison pour la pêche scientifique. Le modèle GLM est appliqué ici uniquement sur les enregistrements correspondant à des CPUE positives. Le modèle testé est le suivant :

$$CPUE = \mu + P + A + S + E + \varepsilon \quad (13)$$

Où CPUE = logarithme de la capture par unité d'effort par classe trophique ; μ = intercept ; P = effet port de pêche ; A = effet année ; S = effet saison, E = effet catégorie d'engins de pêche ; ε = résidu. Le même modèle est appliqué également aux données de pêche scientifique et les variables retenues sont l'année (A), la station (St), la saison (S) et le trait de chalut (Tr).

Les effets individuels et croisés des variables sont testés. Seules les variables pour lesquelles les effets croisés expliquent de façon significative la déviance observée sont retenues.

Tout d'abord, une transformation logarithmique est appliquée sur les données afin d'homogénéiser les variances et de tenir compte de la nature multiplicative des effets étudiés. La transformation logarithmique des CPUE suit généralement une distribution proche de la loi gaussienne. On suppose que la réponse $\log(CPUE)$ suit un modèle linéaire du type :

$$\ln(IA) = \sum_{j=1}^k Effet_j + \varepsilon \quad (14)$$

Où IA est la CPUE calculée par année par le modèle ; k = nombre d'effets simples ou croisés pris en compte dans le modèle ; ε = résidus : leur distribution est supposée normale.

Ensuite, afin de revenir à l'échelle initiale des CPUE, une transformation exponentielle est effectuée en tenant compte de la correction de Laurent (1963) qui permet d'obtenir des valeurs non biaisées de l'espérance de l'indice d'abondance.

$$IA_i = e^{\ln(IA_i)} \times e^{(\sigma^2(\ln(IA_i)))/2} \quad (15)$$

σ^2 = variance de l'estimateur associé à l'observation.

2.5. Niveau trophique moyen (TL_m)

Le niveau trophique moyen (TL_m) annuel est calculé à partir des captures de pêche commerciale et de pêche scientifique de la manière suivante :

$$TL_m = \frac{\sum_{i=1}^m Y_{ik} TL_i}{\sum_{i=1}^m Y_{ik}} \quad (16)$$

Où Y_{ik} = capture de l'espèce i pour une année k et TL_i = niveau trophique de l'espèce i ; m = nombre d'espèces recensées dans l'année.

Afin, de vérifier les effets annuelles sur le niveau trophique moyen, une corrélation linéaire a été appliquée.

2.6. Spectres trophiques

Les données de pêches commerciale et scientifique sont standardisées à l'aide du modèle linéaire généralisé. Les CPUE par classe trophique représentent les individus statistiques. Le port de pêche, l'année, la saison et la catégorie d'engins de pêche sont les variables descriptives. Le choix de ces variables se justifie par le fait qu'elles sont les seules disponibles dans nos données. L'analyse des changements de la structure trophique est faite par comparaison de deux périodes de pêche commerciale (1990-1999 et 2000-2009) et de deux périodes de pêche scientifique (1990-1999 et 2000-2008). En raison de l'absence de données de campagnes scientifiques en 2009, la période analysée pour la pêche scientifique a été limitée à 2008.

2.7. Indices de diversité

La comparaison de la diversité spécifique entre les deux périodes de pêche a été effectuée à partir des indices de diversité de Shannon, de Simpson, d'équitabilité et de la dominance.

L'indice de diversité de Shannon H' est très couramment utilisé (Lobry *et al.* 2003 ; Munyandorero 2006). Dans la présente étude, il est calculé sur la base des proportions des espèces dans les captures (Lyons 1981 ; Whitfield 1986 ; Jin & Tang 1996 ; Emery *et al.* 2007) selon la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (17)$$

p_i = proportion de l'espèce i , i allant de 1 à S (nombre total d'espèces dans l'échantillon).

L'indice de Shannon est souvent accompagné de l'indice d'équitabilité J de Piélou (1966). L'indice d'équitabilité est calculé selon la formule :

$$J = H' / \ln S \quad (18)$$

L'indice de Simpson λ mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard, appartiennent à la même espèce : Il est calculé selon la formule :

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (19)$$

La détermination de la dominance D permet de connaître la structure taxonomique des peuplements de poissons. D est calculé suivant cette formule :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad (20)$$

2.8. Analyses statistiques

Les CPUE, les niveaux trophiques et les indices de diversité spécifique sont testées entre les deux périodes de pêches commerciale (1990-1999 et 2000-2009) et scientifique (1990-1999 et 2000-2008). Le test non paramétrique d'Aspin-Welch, équivalent du test de Student, a été utilisé pour comparer les moyennes des indicateurs entre les deux périodes à partir des données de pêche commerciale et de campagnes scientifiques. Le choix de ce test s'explique par le fait que les variances des échantillons n'étaient pas homogènes. Une corrélation linéaire a été utilisée pour vérifier la relation entre l'évolution des indicateurs et des facteurs environnementaux, de la pression de pêche et des effets combinés de la pêche et de l'environnement.

3. Résultats

3.1. Variation de l'environnement et dynamique d'exploitation

L'analyse comparée des facteurs environnementaux et de l'effort de pêche entre les périodes 1990-1999 et 2000-2009 montre des différences significatives ($p < 0,05$). A l'exception de l'indice d'upwelling (CUI: $1,9 \pm 0,3$ pour 1990-1999 et $1,9 \pm 0,4$ pour 2000-2009), les valeurs moyennes des facteurs environnementaux retenues sont significativement différentes ($p < 0,05$) entre les deux périodes de pêche : 1990-1999 et 2000-2009. La température moyenne de surface (SST) et l'effort de pêche moyen sont plus élevés sur la période 2000-2009 ($24,4 \pm 0,3$ °C et 270688 ± 43658 sorties de pêcheur) que sur la période 1990-1999 ($23,9 \pm 0,7$ °C et 153386 ± 57870 sorties de pêcheur). En revanche, la concentration moyenne de chlorophylle *a* est plus élevée sur la période 1990-1999 ($6,15 \pm 2,10$ mg/m³) que sur celle de 2000-2009 ($4,30 \pm 0,59$ mg/m³).

3.2. Évolution des abondances

Les CPUE montrent une diminution progressive de 1990 à 2009 pour la pêche commerciale ($y = -0,0046x + 1,027$; $r^2=0,34$). Une tendance similaire est également observée pour les données issues des campagnes scientifiques de 1990 à 2008 ($y = -0,7476x + 11,834$; $r^2=0,50$). Pour les données de pêche commerciale, les CPUE moyennes comparées des deux périodes de pêche diffèrent significativement (Student, $p=0,006$). La CPUE moyenne calculée sur la période 1990-1999 est de 1008,8 kg/sortie de pêcheur/année comparé à 948,4 kg/sortie de pêcheur/année pour la période 2000-2009 (Figure 45a). Pour les données de campagnes scientifiques, il existe également une différence significative de l'indice d'abondance entre les deux périodes de pêche ($p < 0,04$). L'indice d'abondance moyen est plus élevé sur la période 1990-1999 (7,9 kg/30min) que sur celle de 2000-2008, où il est deux fois plus faible (3,3 kg/30min) (Figure 45b).

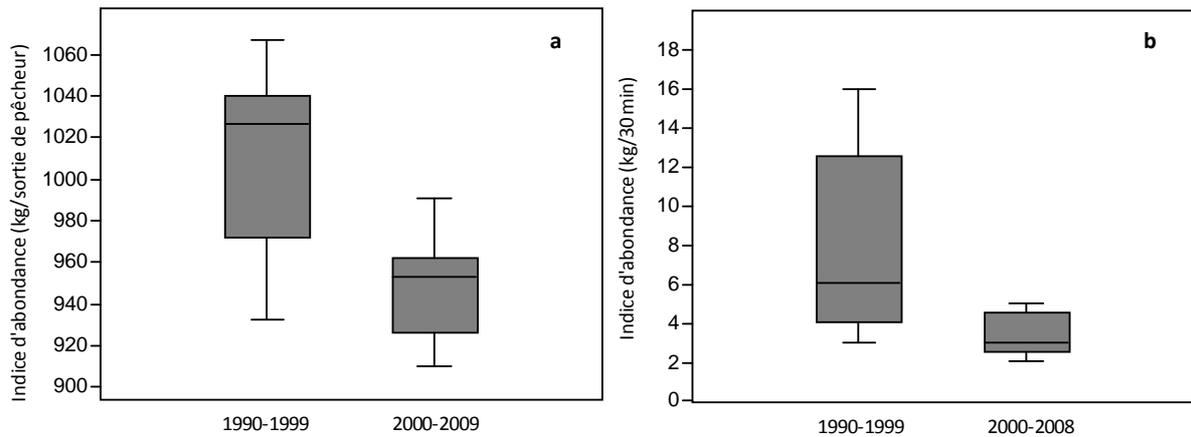


Figure 45 : Boxplot de l'indice d'abondance estimé à partir de données de pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990 à 2008 (b) entre différentes périodes de pêche sur la Grande côte du Sénégal ($p=0,0016$: pêche commerciale et $p=0,045$: campagnes scientifiques).

3.3. Variation du niveau trophique moyen (TL_m)

L'analyse du niveau trophique moyen calculé à partir des données de pêche commerciale, montre une nette diminution de celui-ci de 1990 à 2009 ($p = 0,002$; Figure 46a). Une baisse moyenne de $0,01 \text{ NT.an}^{-1}$ du TL_m est notée. Pour les données de campagnes scientifiques, il n'y a pas de diminution significative du niveau trophique moyen entre 1990 et 2008 ($p=0,658$; (Figure 46b).

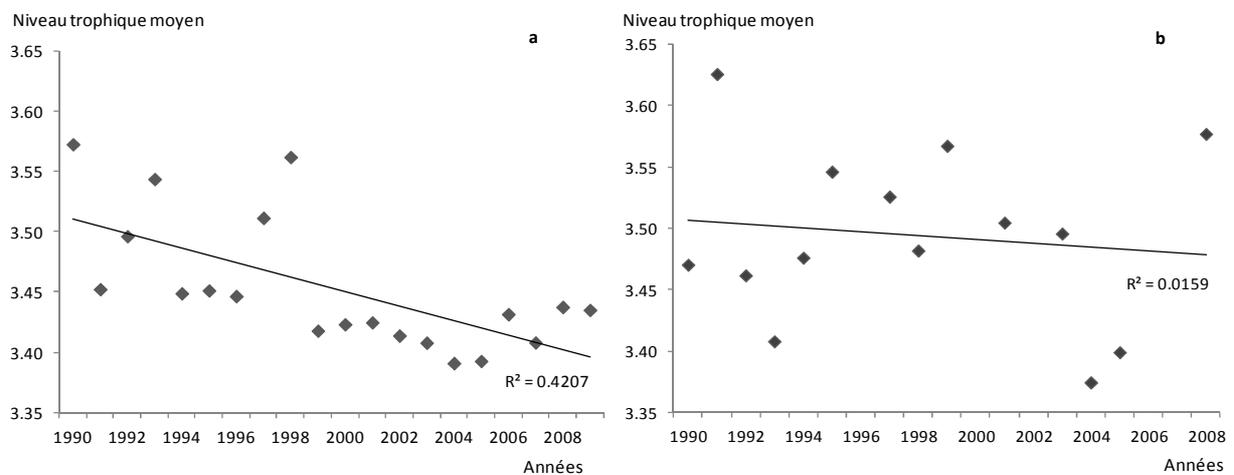


Figure 46 : Évolution du niveau trophique moyen des communautés de poissons sur la Grande côte du Sénégal estimé à partir des captures de la pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990 à 2008 (b).

La comparaison du TL_m à partir des données de pêche commerciale montre que celui-ci diffère significativement entre les périodes de pêche 1990-1999 et 2000-2009 ($p=0,0004$). Celui-ci est de 3,50 pour la période 1990-1999 contre 3,42 pour la période 2000-2009 (Figure 47a). Par contre, pour la pêche scientifique, le TL_m ne diffère pas de façon significative entre les périodes 1990-1999 et 2000-2008 ($p=0,372$). En effet, celui-ci est de 3,51 pour la période 1990-1999 et de 3,47 pour la période 2000-2008 (Figure 47b).

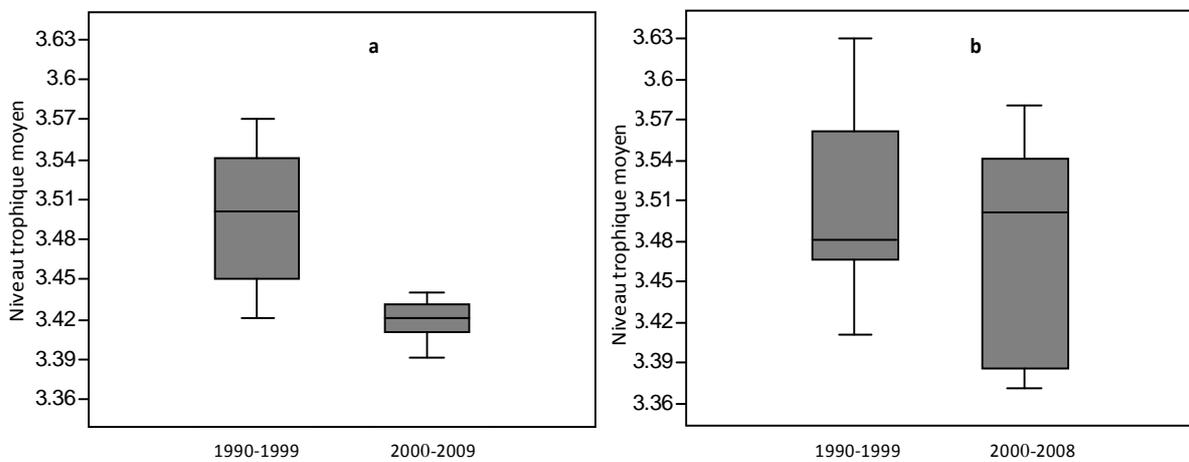


Figure 47 : Boxplot des niveaux trophiques annuels moyens estimés à partir de données de pêche commerciale (a) et de campagnes scientifiques (b) entre différentes périodes de pêche sur la Grande côte du Sénégal. $p=0,0004$: pêche commerciale et $p= 0,372$: campagnes scientifiques.

3.4. Relation capture/niveau trophique moyen

Pour la pêche commerciale, une tendance à la diminution du TL_m est notée de 1990 à 2009. A l'inverse, les captures totales augmentent (Figure 48a). Le TL_m est inversement corrélé aux captures totales ($R^2=0,27$; $p=0,018$). Pour les campagnes scientifiques par contre, la relation entre l'évolution des captures et du TL_m n'est pas significative ($p=0,458$; Figure 48b). L'évolution des proportions d'espèces démersales et pélagiques dans les captures de 1990 à 2009 montre une augmentation du pourcentage d'espèces pélagiques, inversement une diminution des espèces démersales est notée sur cette période (Figure 48c).

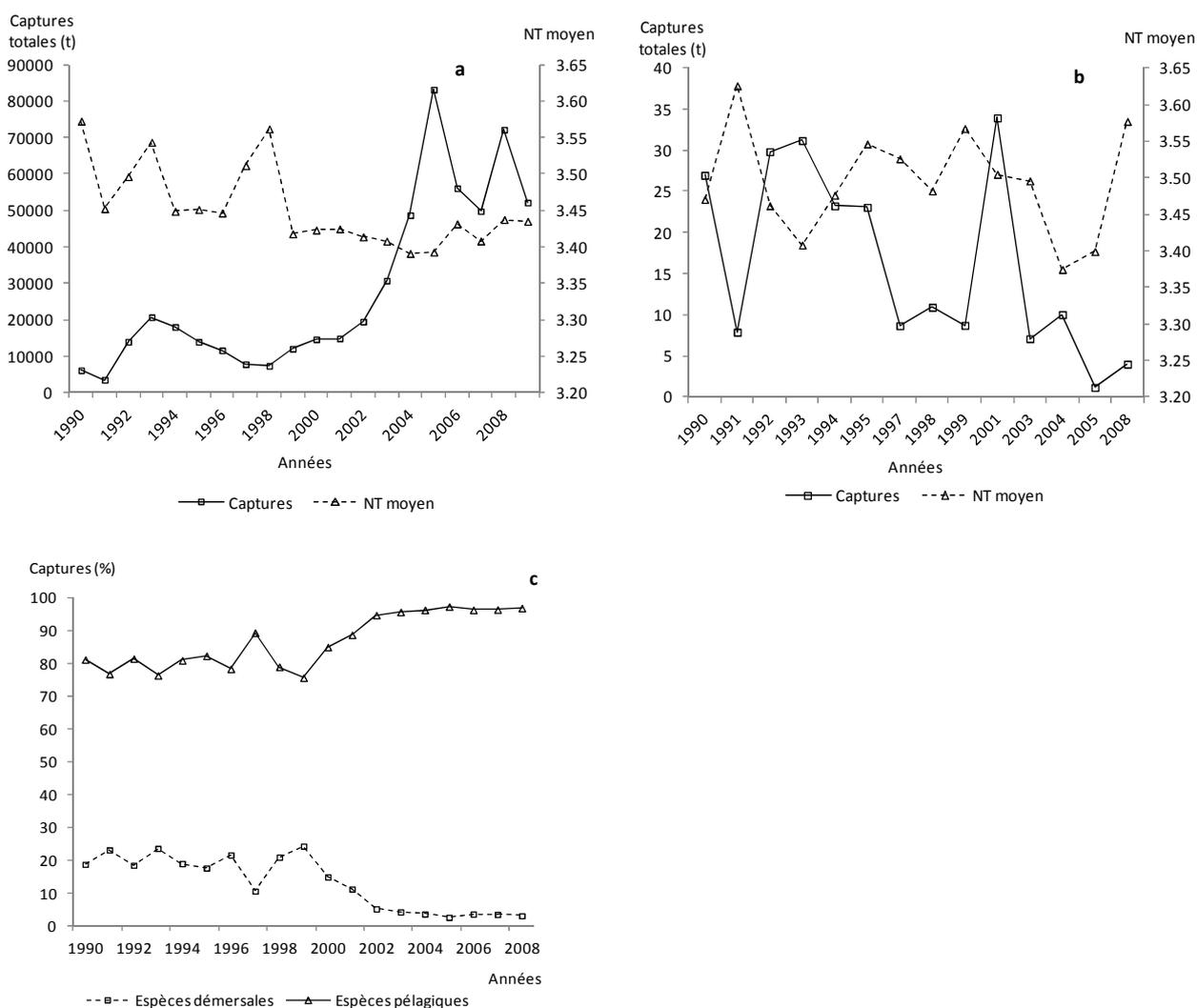


Figure 48 : Évolution annuelle du niveau trophique moyen et des captures totales estimées à partir de données de pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990 à 2008 (b) et des proportions d'espèces pélagiques et démersales (c) sur la Grande côte du Sénégal. NT = niveau trophique.

3.5. Spectres trophiques

L'analyse comparative des deux périodes, à partir des données de pêche commerciale, montre que les abondances moyennes sont plus élevées sur la période 2000-2009 que sur la période 1990-1999 pour les espèces de faible niveau trophique ($< 3,00$; $p < 0,05$). Par contre, pour les espèces de haut niveau trophique ($> 3,50$) et de niveau trophiques intermédiaires (3,00-3,25) leur abondance est relativement identique ($p > 0,05$) dans les captures entre les deux périodes (Figure 49a). En ce qui concerne les données de campagnes scientifiques, les CPUE sont plus élevées sur la période 2000-2008 que sur celle de 1990-1999 pour les classes trophiques 2,25-

2,50 ; 2,75-3,50 et 3,75-4,50. La classe trophique 2,50-2,75 était absente dans les captures des campagnes scientifiques sur la seconde période (Figure 49b).

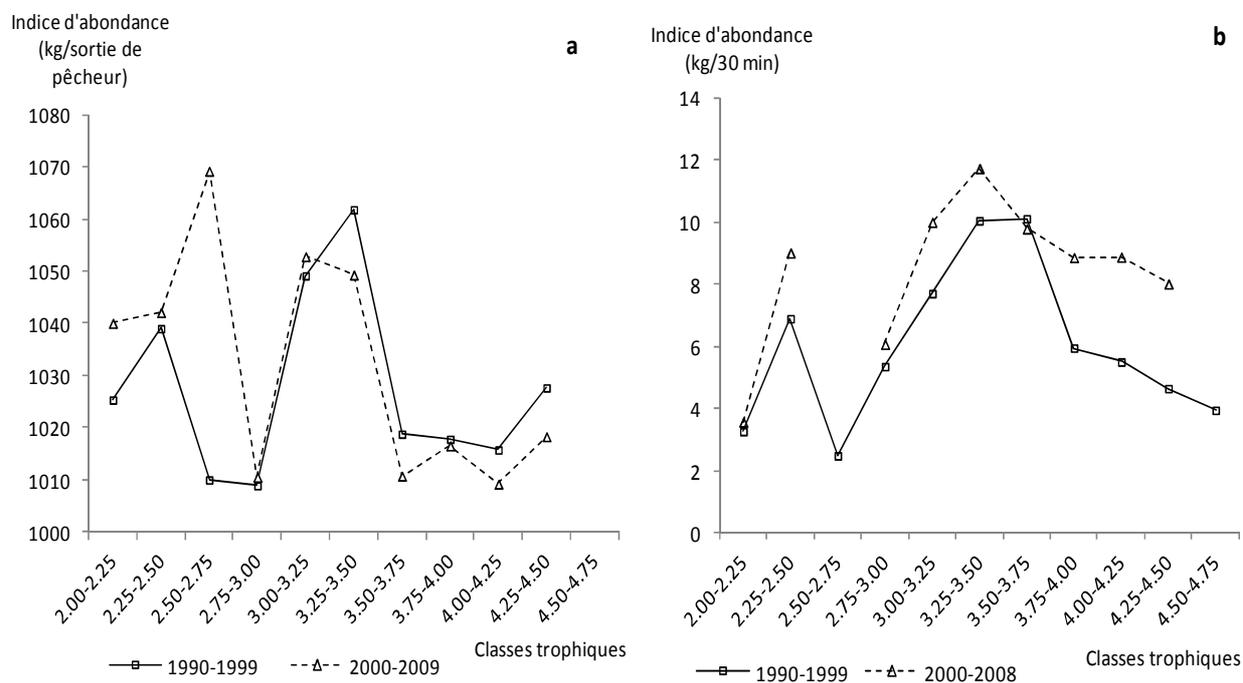


Figure 49 : Spectres trophiques des communautés de poissons estimées à partir de captures de pêche commerciale de 1990 à 2009 (a) et de campagnes scientifiques de 1990-2008 (b) entre différentes périodes de pêche sur la Grande côte du Sénégal.

3.6. Composition et diversité spécifique

Pour les captures de pêche commerciale, la diversité spécifique est plus importante sur la période 1990-1999 que sur celle de 2000-2009. L'indice de Shannon H' est de 2,14 pour 1990-1999 contre 1,44 pour la période 2000-2009. La dominance est, par contre, plus forte sur la période 2000-2009 que sur celle de 1990-1999. Elle est de 0,51 pour 2000-2009 contre 0,32 pour 1990-1999. L'indice d'équitabilité est de 0,41 pour la période 1990-2009 et de 0,27 pour la période 2000-2009 (Tableau 13). Pour la pêche scientifique, il n'y a pas de différence significative entre les indices de diversité spécifique calculés ($p > 0,05$). L'indice H' est de 3,49 pour la période 1990-1999 contre 3,51 pour la période 2000-2008. Quant à la dominance, elle est de 0,09 pour la période 1990-1999 et de 0,08 pour la période 2000-2008 (Tableau 13).

Tableau 13 : Dominance et indices de diversité estimés à partir des captures de pêche commerciale entre les périodes 1990-1999 et 2000-2009 et à partir de données de campagnes scientifiques entre les périodes 1990-1999 et 2000-2008 sur la Grande côte du Sénégal (t = Bootstrap test ; ns = non significatif ; * significatif à 0,05; ** significatif à 0,01; *** significatif à 0,001).

	Pêche commerciale			Campagnes scientifiques		
	1990-1999	2000-2009	t	1990-1999	2000-2008	t
Taxons S	179	178	ns	495	495	ns
Poids de l'échantillon (kg)	114684	441729	*	207896	67867	*
Dominance D	0,32	0,51	*	0,09	0,08	ns
Indice de Shannon H'	2,14	1,40	**	3,49	3,51	ns
Indice de Simpson ($1-D$)	0,68	0,49	*	0,91	0,92	ns
Indice d'équitabilité J	0,41	0,27	*	0,56	0,57	ns

Les espèces dominantes dans les captures sont *Sardinella aurita* (57,6%), *S. madarensis* (15,1%), *Pagellus bellottii* (4,7%), *Chloroscombrus chrysurus* (2,9%) pour la période 1990-1999 et *Sardinella aurita* (70,6%), *S. madarensis* (11,4%), *Chloroscombrus chrysurus* (6,4%), *Scomber japonicus* (1,8%) pour la période 2000-2009 (Tableau 14).

3.7. Analyse des facteurs d'impact

Les résultats montrent une corrélation significative de l'effort de pêche et également de la concentration en chlorophylle a sur les abondances moyennes annuelles, le niveau trophique moyen et sur l'indice de diversité de Shannon ($p < 0,05$). Les combinaisons de SST, de CUI, de Chlorophylle a et d'effort de pêche ont une influence significative sur les indicateurs retenus ($p < 0,05$). A l'inverse, la température de surface de l'eau et l'indice d'upwelling pris isolément n'ont pas d'effet significatif sur les CPUE, les niveaux trophiques moyens et sur l'indice de diversité de Shannon ($p > 0,05$).

Tableau 14. Proportions des espèces dominantes dans les captures et leurs niveaux trophiques (NT) sur deux périodes de pêche (1990-1999 et 2000-2009) sur la Grande côte du Sénégal.

1990-1999			2000-2009		
Espèces	Captures (%)	NT	Espèces	Captures (%)	NT
<i>Sardinella aurita</i>	57,6	3,4	<i>Sardinella aurita</i>	70,6	3,4
<i>Sardinella maderensis</i>	15,1	3,2	<i>Sardinella maderensis</i>	11,4	3,2
<i>Pagellus bellottii</i>	4,7	3,6	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	6,4	3,2
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2,9	3,2	<i>Scomber japonicus</i>	1,8	3,1
<i>Decapterus rhonchus</i>	2,6	3,6	<i>Decapterus rhonchus</i>	1,4	3,6
<i>Brachydeuterus auritus</i>	1,9	3,0	<i>Sardina pilchardus</i>	0,9	3,1
<i>Pteroscion peli</i>	1,7	3,6	<i>Pagellus bellottii</i>	0,9	3,6
<i>Dentex angolensis</i>	1,3	3,5	<i>Brachydeuterus auritus</i>	0,7	3,0
<i>Cynoglossus canariensis</i>	1,2	3,6	<i>Pteroscion peli</i>	0,5	3,6

4. Discussion

De nombreux travaux relatifs à la détermination d'indicateurs (Nicholsen & Jennings 2004 ; Jennings & Dulvy 2005 ; Greenstreet & Rogers 2006, par exemple) ont été réalisés dans le but de détecter les principales menaces qui pèsent sur les écosystèmes marins. Cependant, la gestion et/ou l'atténuation de ces impacts nécessitent une compréhension de leur importance relative sur l'écosystème, ainsi que leurs effets cumulés (Blanchard *et al.* 2010 ; Bundy *et al.* 2010 ; Shin & Shannon 2010).

Bien qu'il n'y ait pas de différence significative de l'indice d'upwelling entre les deux périodes de pêche, ce paramètre a été maintenu dans le but d'analyser l'effet combiné des facteurs physico-chimiques du milieu sur l'évolution des indicateurs retenus (indice d'abondance, niveau trophique moyen, diversité spécifique).

La diminution notée des CPUE au niveau de la Grande côte de 1990 à 2009 dans la pêche commerciale s'explique par l'augmentation des captures des espèces de petite taille au détriment des espèces de grande taille, sous l'effet à la fois de la pression de pêche (Sibert *et al.* 2006) et des variations des facteurs environnementaux (Fréon *et al.* 2005). Des résultats similaires ont été obtenus en Mauritanie par Erzini *et al.* (2005) qui relie la baisse générale des CPUE au cours du temps aux variations de SST et de l'indice d'upwelling côtier.

Le fait que les individus de bas niveau trophique soient plus abondants sur la période récente (2000-2009) contrairement à la période 1990-1999 peut être dû à une plus forte vulnérabilité des espèces de bas niveau trophique au développement de méthodes et de techniques de pêche plus pointues qui peuvent ainsi influencer le TL_m des captures (Caddy & Garibaldi 2000 ; Laë *et al.* 2004). Cependant, même si cette hypothèse ne peut pas être entièrement rejetée, la méthode utilisée dans la présente étude qui consiste à standardiser toutes les variables explicatives liées à l'activité de pêche, ainsi que l'analyse croisée des données issues de campagnes scientifiques à celles de pêche commerciale nous permet de conclure que la diminution du TL_m est plus vraisemblablement en rapport avec l'augmentation de l'effort de pêche et des changements environnementaux au sein de l'écosystème. En effet, les espèces de bas niveau trophique apparaissant généralement en bancs, le nombre de pêcheurs sortis aura une importance capitale sur l'abondance des captures. Des résultats similaires ont été trouvés en mer Celtique par Pinnegar *et al.* (2002) et dans la ZEE mauritanienne par Abdellahi (2010) qui a noté une baisse globale du niveau trophique moyen des captures de la pêche artisanale sur une période de douze ans. Sosa-Lopez *et al.* (2005) attribuent l'évolution notée au niveau de la structure trophique dans une lagune côtière au Mexique à une combinaison de facteurs interactifs qui agissent simultanément dans la lagune.

Les résultats sur la relation capture/niveau trophique moyen prouvent que la baisse du TL_m est liée à l'augmentation des captures d'espèces de bas niveau trophique. A l'inverse, les campagnes scientifiques sont réalisées avec un chalut qui cible plus les espèces démersales que celles pélagiques, cela explique l'absence de variation du TL_m des captures scientifiques. Ce résultat est important d'autant plus qu'il ne s'agit pas ici de faire une comparaison des deux types de pêche, mais plutôt d'intégrer les effets des deux types de pêche dans l'analyse des indicateurs d'impact de pêche. En effet, ce résultat est une preuve des effets négatifs des pratiques, en particulier de pêche artisanale, concentrées essentiellement au niveau de la zone côtière.

L'analyse des spectres trophiques confirme ces observations avec la prédominance, sur la période 2000-2009, des espèces de faible niveau trophique dans les captures. Cela s'explique par un report de l'effort de pêche sur les espèces de petite taille qui deviennent prépondérants dans les captures.

Des études ont montré une baisse de l'indice de diversité lorsque l'exploitation s'intensifie (Albaret & Laë 2003). L'indice de diversité a diminué sur la période 2000-2009 comparée à la

période 1990-1999. Cela s'explique d'une part, par la différence significative d'effort de pêche entre les deux périodes (Daan *et al.* 2005 ; Jouffre & Inejih 2005) et d'autre part, par les variations combinées des facteurs environnementaux comme la SST, le CUI et plus particulièrement la concentration en chlorophylle *a* (Link *et al.* 2010 ; Shannon *et al.* 2010). En effet, plus la pression de pêche est importante, plus l'indice de diversité est faible et plus la dominance est forte (Gislason & Rice 1998 ; Pinnegar *et al.* 2000).

Les diminutions des CPUE, du niveau trophique moyen et de l'indice de diversité de Shannon sont liées aux effets combinés d'une pression de pêche élevée et à un appauvrissement du milieu en éléments nutritifs principalement. Au niveau du plateau continental guinéen, Lobry *et al.* (2003) ont expliqué la diminution de l'abondance et de la richesse spécifique des espèces de poissons au cours du temps par l'accroissement de l'effort de pêche. L'absence d'effet significatif de la température de surface notée sur le niveau trophique moyen et sur l'indice de Shannon s'expliquerait par le rythme faible avec laquelle celle-ci augmente ($0,04^{\circ}\text{C. an}^{-1}$ en moyenne), d'où la nécessité de disposer d'une échelle temporelle plus longue pour pouvoir détecter les effets de ce paramètre sur les indicateurs étudiés. Ces résultats confirment l'intérêt de recourir à des indicateurs biologiques et environnementaux pour évaluer l'état des écosystèmes marins. En effet, les indicateurs biologiques ont la capacité de traduire l'information d'écosystèmes complexes en un résultat simplifié et pertinent (Elliott *et al.* 2007 ; Harrison & Whitfield 2008).

La différence d'effort de pêche entre les deux périodes étudiées a contribué aux changements notés sur la structure trophique, la diversité et l'abondance des espèces de l'écosystème. Ces résultats concordent avec ceux de travaux de différents auteurs (Munyadorero 2006 ; Coll *et al.* 2010 ; Link *et al.* 2010). Cependant, ce facteur (pression de pêche) n'agit pas seul puisque l'action combinée de l'environnement à travers la concentration en chlorophylle *a*, la température de surface et l'indice d'upwelling influence significativement la structure trophique, la diversité et l'abondance des espèces. Ce résultat est important puisqu'il a permis de tester la réponse d'indices et d'indicateurs (niveau trophique moyen, indice de diversité de Shannon, indice d'abondance) en intégrant à la fois des changements intervenus sur la pêche et sur l'environnement (Blanchard *et al.* 2010 ; Link *et al.* 2010 ; Shannon *et al.* 2010). De plus, il reflète l'intérêt que présente l'analyse simultanée des données de pêche commerciale et de campagnes scientifiques dans l'estimation d'indicateurs au profit d'une gestion durable des ressources halieutiques.

5. Conclusion

Cette étude a permis de déceler l'influence à la fois des variables environnementales et de la pression de pêche sur la dynamique de peuplements de poissons sur la Grande côte du Sénégal. En effet, l'abondance relative, le niveau trophique moyen, l'indice de diversité de Shannon ont traduit de manière efficace les effets engendrés par l'activité de pêche artisanale et les changements environnementaux sur les communautés de poissons de l'écosystème étudié. De manière globale, l'augmentation de l'effort de pêche et les effets combinés de l'indice d'upwelling côtier, de l'augmentation de la température et de la diminution de la concentration en chlorophylle *a* ont provoqué une diminution de l'abondance relative des espèces, du niveau trophique moyen, de la diversité spécifique dans les captures. Ces résultats confirment la nécessité pour les décideurs d'intégrer les facteurs environnementaux dans la gestion des pêcheries et des ressources. A cet effet, il convient également de replanifier les pêcheries artisanales côtières qui restent jusqu'à présent responsables en grande partie de la dégradation des ressources halieutiques.

CHAPITRE 8 : RECOMMANDATIONS

1. Recommandations particulières

A l'issue de l'étude des recommandations spécifiques sont proposées :

a-. Dans l'étude du cycle de reproduction des espèces de poissons, il est important d'intégrer l'analyse de l'évolution du coefficient d'allométrie et du facteur de condition.

b-. La détermination des paramètres biologiques (tailles de maturité sexuelle, sex-ratio, stades de maturité sexuelle, cycles de reproduction) des espèces, de même que la connaissance de leurs variations spatiales et temporelles sont indispensables dans l'élaboration de plans d'aménagement pour les espèces.

c-. La taille de première maturité sexuelle et la taille optimale constituent des références biologiques importantes pour l'application de mesures de gestion relatives à la révision de la taille minimale de capture des espèces.

d-. La connaissance de l'état des stocks est déterminante dans la nature du plan d'aménagement à mettre en œuvre et dans l'orientation même des actions d'aménagement.

e-. L'adaptation des plans d'aménagement et de conservation des ressources halieutiques aux changements qui interviennent dans l'environnement et dans la pêche est fondamentale.

2. Recommandations générales

Afin de mener une bonne gestion des espèces de poissons en générale et des espèces étudiées en particulier, il convient de :

a-. Augmenter la taille minimale de capture en diminuant la maille minimale des engins de pêche utilisés

b-. Épargner les grands reproducteurs en ne capturant pas de manière excessive les individus de tailles supérieures de plus 10% la taille optimale

c-. Réduire la pression de pêche en limitant le nombre de sorties de pêche et éviter les engins de pêche à effet non contrôlable (filet monofilament, senne de plage etc.) sur la ressource et l'environnement

d-. Adapter les pratiques de pêche à la raréfaction des ressources et au changement du climat pour une reconstitution des stocks

e-. Poursuivre et renforcer la sensibilisation sur les conséquences de l'exploitation abusive des ressources halieutiques et du changement climatique envers tous les acteurs du secteur de la pêche

f-. Intégrer les résultats de recherches scientifiques dans l'élaboration et la mise en œuvre des systèmes de gouvernance des écosystèmes et des ressources

g-. Promouvoir l'application des réglementations juridiques en vigueur sur la pêche et sur la gestion des ressources halieutiques.

CONCLUSION GÉNÉRALE

1. Contexte et objectifs

La pêche constitue le premier secteur de l'économie sénégalaise de par sa contribution à la croissance économique. Ces atouts économiques résultent en grande partie de la dynamique du sous-secteur de la pêche artisanale (Ferraris & Samba 1992 ; Fall *et al.* 2006) qui est à l'origine de plus de 90% de la production nationale (ANDS, 2011). Cela a pour conséquence une intensification de la pression de pêche exercée sur la ressource, compromettant ainsi la durabilité des stocks exploités et le fonctionnement de l'écosystème marin en particulier.

Face à cette situation, la question de gestion des pêcheries et des ressources se pose. Cependant, même s'il existe des travaux portant sur des études d'impact de la pêche sur l'état des écosystèmes (Blanchard *et al.* 2010 ; Bundy *et al.* 2010 ; Coll *et al.* 2010), celles ayant intégré dans leur évaluation les conditions environnementales du milieu sont moins nombreuses (Chavez *et al.* 2008 ; Shannon *et al.* 2009 ; Link *et al.* 2010 ; Shannon *et al.* 2010).

C'est ainsi que nous visons par ce travail de thèse à déterminer l'impact de la pêche et de l'environnement sur l'état de peuplements de poissons et comment ces résultats pourront être intégrés dans la gestion des ressources halieutiques.

2. Approches scientifiques

L'utilité des indicateurs dans la détection des changements au sein des écosystèmes est approuvée par la communauté scientifique. En effet, leur utilisation dans diverses disciplines comme l'économie, l'agronomie, l'écologie, la biologie etc. constitue une preuve évidente à cette approbation. Ainsi, en reflétant la réponse des organismes aquatiques aux effets de stress qui interviennent au sein de l'écosystème, les bio-indicateurs fournissent un état de la ressource et de l'environnement. Par conséquent, les indicateurs biologiques en particulier constituent une source de langage facile entre les écosystèmes et les décideurs. Ils rendent efficace les décisions entreprises dans l'aménagement des ressources.

L'analyse conjointe de données de campagnes scientifiques et de pêche commerciale et également l'intégration des facteurs de l'environnement en plus des effets de la pêche dans

l'évaluation de l'état de ressources halieutiques d'un écosystème marin est l'approche qui a été adoptée dans la présente étude, en vue d'apporter quelques réponses aux préoccupations de la communauté scientifique et des gestionnaires des ressources halieutiques.

L'approche par indicateurs biologiques (estimés à partir de paramètres de reproduction et de la taille), au niveau population, a été utilisée dans le diagnostic de l'état des stocks de mullet jaune *Mugil cephalus*, du tassergal *Pomatomus saltatrix* et de la courbine *Argyrosomus regius*. Cette approche renferme des avantages par le fait que les données de tailles sont plus accessibles puisque leur collecte requiert des moyens et techniques plus simples.

Au niveau peuplement, afin de détecter les réponses des communautés de poissons à la pression de pêche et aux changements environnementaux, les indicateurs comme le niveau trophique moyen, les spectres trophiques de biomasse et les indices comme l'indice d'abondance, l'indice de diversité de Shannon etc. sont utilisées.

3. Résultats acquis

Les pré-adultes de *M. cephalus* sont abondants sur la Grande côte de juin à novembre (saison chaude) et les adultes y sont essentiellement abondants de décembre à mai (saison froide). Pour *A. regius* les adultes sont prédominants sur la période janvier-juillet et l'abondance des juvéniles et pré-adultes s'étend sur la période d'août-décembre. L'essentiel des individus de *P. saltatrix* qui peuplent la zone sont de tailles ≥ 40 cm. L'abondance des grands reproducteurs (> 50 cm) pour cette espèce se situe sur la période avril-août avec un pic en juin. Les structures démographiques des trois espèces suggèrent l'existence de deux cohortes pour *M. cephalus* au niveau de la zone d'étude. Par contre, une seule cohorte est observée pour chacune des espèces *A. regius* et *P. saltatrix*. L'estuaire du fleuve constitue une zone de nourricerie très favorable au développement de la phase juvénile de *M. cephalus*. Quant à la mer, elle abrite les grands individus de *M. cephalus* qui y accomplissent leur maturation sexuelle. Pour *M. capurrii* il n'y a pas de différence significative entre les tailles des individus en mer et dans l'estuaire du fleuve. La température de surface de l'eau et l'indice d'upwelling ont une influence directe sur l'abondance des captures des espèces étudiées à l'exception de la courbine *A. regius* qui est une espèce de fond et par conséquent serait moins sensible aux fluctuations qui se produisent en surface. Le coefficient d'allométrie et le facteur de condition peuvent être considérés comme des indicateurs qui renseignent sur

les périodes de maturation avancée des gonades et/ou de reproduction des espèces étudiées. En effet, ils sont plus élevés chez les populations de ces espèces pendant cette période.

Chez *M. cephalus* la maturation avancée des gonades intervient en décembre et janvier. La taille de première maturité sexuelle déterminée chez l'espèce est de 39 cm LF pour les mâles et de 42 cm LF pour les femelles. La reproduction de *M. capurrii* s'effectuerait aussi bien en mer que sur l'estuaire du fleuve et cela de novembre à juin. Les femelles sont dominantes pendant la période de maturation sexuelle et/ou période de reproduction de l'espèce (novembre à juin), ce qui fait d'ailleurs du sex-ratio un indicateur potentiel de la période de maturation sexuelle et/ou de reproduction de l'espèce. La L_{50} de *M. capurrii* est de 29 cm LF pour les mâles et de 31 cm LF pour les femelles. La taille de première maturité sexuelle d'*A. regius* est de 82 cm LT et celle de *P. saltatrix* est de 53 cm LT. La maturation avancée des gonades intervient autour du mois de juin pour le tassergal.

Il s'avère que les individus de *Mugil cephalus*, d'*Argyrosomus regius* et de *Pomatomus saltatrix* sont essentiellement exploités avant d'atteindre la taille de première maturité sexuelle. En effet, le taux de poissons ayant la taille optimale économique dans les captures est très faible. De même, le pourcentage de super-reproducteurs dans les captures de *Mugil cephalus* est également inférieur à 20% qui correspondent au seuil d'une exploitation soutenable d'un stock (Froese 2004).

En termes d'indices et d'indicateurs de peuplement, le niveau trophique moyen est plus élevé sur la période de faible effort de pêche (1990-1999) que sur celle de fort effort de pêche (2000-2009). Cette dernière période est également caractérisée par une abondance des espèces de bas niveau trophique comme par exemple *Sardinella aurita*, *S. madarensis* etc. au détriment des espèces de haut niveau trophique comme par exemple *Pomatomus saltatrix*, *Euthunnus alleturatus* etc. comparée à la période 1990-1999. Du point de vue diversité spécifique, l'indice de diversité de Shannon a été plus faible sur la période 2000-2009 que sur celle de 1990-1999. A l'inverse, la dominance (domination de *Sardinella aurita*) est plus forte sur la période 2000-2009 que sur la période de 1990-1999. Bref, plus la pression de pêche est importante, plus l'indice de diversité est faible et plus est forte la dominance.

4. Apport de la thèse

Le présent travail de thèse a permis d'apporter quelques réponses à certaines questions soulevées par la communauté scientifique et par les gestionnaires des ressources halieutiques à travers :

- La mise à disposition d'informations biologiques (réactualisation de paramètres de reproduction) sur les espèces cibles au profit du renforcement des connaissances biologiques sur les espèces de poissons et de l'approvisionnement des bases de données pour les gestionnaires de la pêche et des ressources halieutiques.
- La détermination d'indicateurs biologiques de référence (taille de maturité sexuelle, taille optimale, taille minimale de capture) pour les espèces cibles. Ces indicateurs pourront servir de base pour l'aménagement de ces espèces.
- La proposition d'un modèle de gestion des stocks exploités, économiquement rentable et écologiquement durable sur la base des valeurs de référence déterminées.
- La mise à disposition d'informations sur le niveau d'impact de la pêche et de l'environnement sur la ressource, ce qui pourra permettre aux gestionnaires de la pêche de savoir où et comment agir et à quel degré d'importance.

5. Perspectives

Dans des études futures, il serait judicieux de combiner des méthodes d'échantillonnage des adultes (détermination de stades de maturité sexuelle) et d'échantillonnage des larves et des œufs de poissons (détermination de périodes et zones de ponte) pour mieux appréhender les cycles de reproduction des espèces étudiées.

Il est également important de mener des études de marquage sur la courbine (*A. regius*) et sur le tassergal (*P. saltatrix*) pour bien comprendre leur cycle migratoire, qui est un aspect déterminant dans l'écologie de ces espèces.

Il faudrait poursuivre les études de croissance sur les espèces étudiées, d'autant plus que nous disposons déjà d'échantillons d'otolithes sur ces espèces. Certaines de ces otolithes ont été déjà analysées au LAZAA-LEMAR de Brest en France et les résultats préliminaires figurent dans le rapport du projet PARTAGE 2012.

Au vue la pertinence de l'approche adoptée et l'efficacité des indicateurs utilisés dans la détection des réponses des poissons aux pressions de l'environnement et de la pêche, il convient de généraliser l'étude avec la même approche sur toute la zone maritime du Sénégal et également sur la zone de l'Atlantique nord-ouest africaine.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abba E., Belghyti D., Benabid M., El Ibaoui H., 2010. Relation taille-poids et coefficient de condition de la truite commune (*salmo trutta macrostigma dumeril*. 1858) de l'Oued Sidi Rachid (Moyen Atlas) Maroc. *Afrique Science*, 6(2), 60-70.
- Abdellahi O.S.O.B., 2010. Évolution du niveau trophique des débarquements de la pêche artisanale Mauritanienne entre 1997 et 2008. *Journal des Sciences Halieutiques et de l'Aquaculture*, 3,97-103.
- Adams S.M., 2002. Biological indicators of aquatic ecosystem stress: introduction and overview. In. Adams S.M., (eds.) Biological indicators of aquatic ecosystem stress. *Bethesda American Fisheries Society*, pp. 1-11.
- Adams S.M., Greeley M.S., 2000. Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 123, 103-115.
- Albaret J.J., 1992. Mugilidae. In: Lévêque C., Paugy D., Teugels G.G., (eds), Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique de l'Ouest, Vol. 2, Paris, Orstom ; Tervuren, MRAC, pp. 780-788.
- Albaret J.J., Laë R., 2003. Impact of fishing on fish assemblages in tropical lagoons: the example of the Ebrie lagoon, West Africa. *Aquatic Living Resources*. 16, 1-9.
- Albaret J.J., Legendre M., 1985. Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 18(4), 281-303.
- Allen G., 2001. Economic Indicators. Economic Policy and Statistics Section, House of Commons Albaret J.J., Legendre M., 1985. Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 18(4), 281-303.
- Ameur B., Bayed A., Benazzou T., 2003. Rôle de la communication de la lagune de Merja Zerga (Gharb, Maroc) avec l'océan Atlantique dans la reproduction d'une population de *Mugil cephalus* L. (Poisson Mugilidae). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, 25, 77-82.

- ANDS, 2011. Situation économique et sociale du Sénégal en 2011. *Rapport*, 343p.
- Anonyme 2006. Rapport final de l'étude de l'évaluation et de la gestion des ressources halieutiques en République du Sénégal. Programme de recherche sénégalais-japonais. DPM/CRODT/OAFIC/JICA, *Document*, 290p.
- Ayllóna D., Almodóvara A., Nicolab G.G., Parraa I., Elviraa B., 2012. A new biological indicator to assess the ecological status of Mediterranean trout type streams. *Ecological Indicators*, 20, 295-303.
- Barger L.E., 1990. Age and growth of bluefish *Pomatomus saltatrix* from the northern Gulf of Mexico and US South Atlantic coast. *Fishery Bulletin US*, 88, 805-809.
- Barry-Gérard M., 1990. Le complexe fosse de Kayar-presqu'île du Cap-Vert constitue-t-il un obstacle aux migrations des poissons le long des côtes sénégalaises ? Dakar : CRODT. *Document scientifique*, (119) 34 p.
- Barry-Gérard M., Kébé M., Thiam M., 1993. Exploitation des ressources halieutiques côtières dans les eaux sous juridiction sénégalaise. In : Diaw A.T. *et al.*, 1993. Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal : Actes de l'atelier de Gorée 27-29 juillet 1992. UICN, Gland, Suisse, + 484 p.
- Barry M., Laurans M., Thiaw D., Gascuel D., 2004. Diagnostic de l'état d'exploitation de cinq espèces démersales côtières sénégalaises. In: Chavance P., Ba M., Gascuel D., Vakily J.M., Pauly D. (eds) Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi siècle de changement. Coll. Rap. Actes du Symposium international DAKAR Juin 2002, Office des publications officielles des communautés Européennes, XXXVI, *collection des rapports de recherche halieutique ACP-UE*, 15, 183-194.
- Barry M., Thiao D., Gascuel D., 2003. Analyse de l'état du stock de Pageot (*Pagellus bellottii*) au Sénégal par l'approche structurale. In : Gascuel *et al.* (éd., 2003) : pp. 43-54.
- Bartulović V., Dulčić J., Matić-Skoko S., Glamuzina B., 2011 Reproductive cycles of *Mugil cephalus*, *Liza ramada* and *Liza aurata* (Teleostei: Mugilidae). *Journal of Fish Biology*, 78, 2067-2073.
- Ben-Tuvia A., 1986. Mugilidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M-L., Hureau J-C., Nielsen J., Tortonese E., (eds.). Fishes of the North-eastern Atlantic and Mediterranean. Vol. 3. UNESCO, Paris, pp. 1197-1204.

- Ben Yami M., 2003. "Nature" stumbles. *World Fishing*, 8, 10p.
- Bernardon M., Vall M.O.M., 2004. Le mullet en Mauritanie: biologie, écologie, pêche et aménagement. Fondation Internationale du Banc d'Arguin-Programme Régionale Conservation de la zone côtière et Marine en Afrique de l'Ouest-Union Internationale pour la Conservation de la Nature, Nouakchott, 54p.
- Bertalanffy L.V., 1938. A quantitative theory of organic growth. (Inquiries on growth laws II). *Human Biology*, 10, 181-213.
- Beverton R.J.H., Holt S.J., 1957. On the dynamics of exploited fish populations. London, Chapman & Hall. *Fish and Fisheries Series* 11, 533p.
- Bianchi F., Acri F., Aubry F.B., Berton A., Boldrin A., Camatti E., Cassin D., Comaschi A., 2003. Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice? *Marine Pollution Bulletin*, 46, 964-971.
- Bianchi G., Gislason H., Graham K., Hill L., Jin X., Koranteng K., Manickchand-Heileman S., Paya' I., Sainsbury K., Sanchez F., Zwanenburg K., 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 558-571.
- Blaber S.J.M., Cyrus D.P., Albaret J.J., Ching C.V., Day J.W., Elliott M., Fonseca M.S., Hoss D.E., Orensanz J., Potter I.C., Silvert W., 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 590-602.
- Blanchard J.L., Coll M., Trenkel V.M., Vergnon R., Yemane D., Jouffre D., Link J.S., Shin Y-J., 2010. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 732-744.
- Borja A., Franco J., Pérez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (12), 1100-1114.
- Broadhead G.C. 1953. Investigation of the black mullet, *Mugil cephalus* L. in the Northwest of Florida. *Florida State Board of Conservation Technical Series* ,7, 21 p.
- Broadhead G.C., 1956. Growth of the black mullet, *Mugil cephalus*, in west and northwest Florida. *Florida Board of Conservation Marine Laboratory Technical Series*. 25, 1-20.

- Brulhet J., 1974. Situation et perspectives des pêcheries du mullet jaune en Mauritanie. *Revue « Pêche maritime »* pp. 702-707.
- Brulhet J., 1975. Observation on the biology of *Mugil cephalus ashateensis* and the possibility of its aquaculture on the Mauritanian Coast. *Aquaculture*, 5, 271-281.
- Brusle J., 1981. Sexuality and biology of reproduction in grey Mulletts *In* Aquaculture of grey mullet. Oren International Biological Programme (ed.), 26, 99-154.
- Brusle J., Brusle S., 1977. Les muges de Tunisie : pêche lagunaire et biologie de la reproduction de trois espèces (*Mugil capito*, *Mugil cephalus* et *Mugil chelo*) des lacs d'Ichkeul et de Tunis. *Rapport Commission International Mer Méditerranée*, 24(5), 101-130.
- Brusle J., Cambrony M., 1992. Les lagunes méditerranéennes. Des nurseries favorables aux juvéniles de poissons euryhalins et/ou des pièges redoutables pour eux? Analyse critique des populations de muges de plusieurs étangs saumâtres du Languedoc-Roussillon, au cours de leur première année de vie. *Vie et Milieu*, 42 (2), 193-205.
- Bundy A., Shannon L.J., Rochet M-J., Neira S., Shin Y-J., Hill L., Aydin K., 2010. The good(ish), the bad and the ugly: a tripartite classification of ecosystem trends. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 745-768.
- Cabell J.F., Oelofse M., 2012. An indicator framework for assessing agroecosystem resilience. *Ecology and Society*, 17(1), 18.
- Caddy J.F., Garibaldi L., 2000. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. *Ocean and Coastal Management*, 43, 615-655.
- Caverivière A., 1994. Comparaison sur une période de 20 ans (1972-1992) des indices d'abondances obtenus sur le plateau continental sénégalais à partir des campagnes de chalutage de fond. *In*: Barry-Gerrard M., Diouf T., Fonteneau A. (Ed.), L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Tome 2. Colloques et Séminaires. Editions ORSTOM, Paris, France, pp. 163-177.
- Ceyhan T., Akyol O., Ayaz A., Juanes F., 2007. Age, growth, and reproductive season of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) in the Marmara region, Turkey. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 531-536.

- Champagnat C., Caverivière A., Conand C., Cury P., Durand J.R., Fontana A., Fréon P., Samba A., 1983. Pêche, biologie et dynamique du tassergal (*Pomatomus saltator*, Linnaeus, 1766) sur les côtes sénégal-mauritaniennes. *Travaux et Documents*. Editions ORSTOM, Paris, France, 168, 279p.
- Chang C.F., Lin S.C., Chou H.Y., 1995. Gonadal histology and plasma sex steroids during sex differentiation in grey mullet, *Mugil cephalus*. *Journal of Experimental Zoology*, 272, 395-406.
- Chao L.N., Trewavas E., 1990. Sciaenidae. In: Quero J.C., Hureau J.C., Karrer C., Post A., Saldanha L., (eds.). Check-list of the fishes the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Vol. 2, Paris, pp. 813-826.
- Charles-Dominique E., 2008. L'excroissance de la pêche artisanale au Sénégal : que dire pour ne pas subir ? *Actes du colloque international pluridisciplinaire "Le littoral : subir, dire, agir"* - Lille, France, 16-18 janvier 2008. 9p.
- Chassot E., 2005. Approche Écosystémique des Pêches : De l'utilisation d'indicateurs à la simulation théorique ; vers un modèle couplé écologie/économie appliqué au Finistère. Thèse Doctorat Halieutique de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, France, 313p.
- Chavez F.P., Bertrand A., Guevara-Carrasco R., Soler P., Csirke J., 2008. The northern Humboldt Current system: brief history, present status and a view towards the future. *Progress in Oceanography*, 79, 95-105.
- 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 and Fisheries*, 4, 1-24.
- Chubb C.F., Potter I.C., Grant C.J., Lenanton R.C.J., Wallace J., 1981. Age, structure, growth rates, and movements of sea mullet, *Mugil cephalus* L., and yellow eye mullet, *Aldrichetta forsteri* (Valenciennes), in the Swan-Avon river system, Western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 32, 605-628.
- Coll M., Libralato S., Tudela S., Palomera I., Pranovi F., 2008. Ecosystem overfishing in the ocean. *PLoS One*, 3, e3881.

- Coll M., Shannon L.J., Yemane D., Link J.S., Ojaveer H., Neira S., Jouffre D., Labrosse P., Heymans J.J., Fulton E.A., Shin Y-J., 2010. Ranking the ecological relative status of exploited marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 769-786.
- Collette B.B., 1999. Pomatomidae. Bluefishes. *In*: Carpenter K.E., Niem V., (eds.). FAO species identification guide for fishery purposes. Vol. 4. Bony fishes part 2 (Mugilidae to Carangidae). 2650p.
- CRODT, 2005. Étude de base de la pêche pour une gestion intégrée des ressources marines et côtières : Diagnostic du secteur de la pêche sénégalaise. *Rapport d'étude pour le Programme de Gestion Intégrée des Ressources Marines et Côtières (GIRMaC)*, 177 p.
- CRODT, 2012. Statistiques de la pêche maritime sénégalaise en 2011. Pêche artisanale, pêche sardinière et pêche thonière. Rapport 2011, *Archive scientifique CRODT*, no. 221. 41p.
- Cury P., Christensen V., 2005. Quantitative Ecosystems Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 307-310.
- Cury P., Morand S., 2004. Biodiversité marine et changements globaux : une dynamique d'interaction où l'humain est partie prenante. *In*: biodiversité et changements globaux. Association pour la diffusion de la pensée française (adpf), Paris, France, 244p.
- Cury P., Roy C., 1987. Upwelling et pêche des espèces pélagiques côtières de Côte d'Ivoire : une approche globale. *Oceanologica Acta*, 10 (3), 347-357.
- Cury P., Roy C., 1991. Pêcheries ouest-africaines. Variabilité, instabilité et changement. Editions de l'ORSTOM. Paris, 525p.
- Daan N., Gislason H., Pope J.G., Rice J.C., 2005. Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62, 177-188.
- Da Silva Monteiro V.M., 1998. Peixes de Cabo Verde. Ministério do Mar, Gabinete do Secretário de Estado da Cultura. M2-Artes Gráficas, Lda., Lisbon. 179p.
- Degnbol P., 2005. Indicators as a means of communicating knowledge. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 606-611.
- Demarcq H., 1998. Spatial and temporal dynamics of the upwelling off Senegal and Mauritania: local change and trend. *In*: Global versus local changes in upwelling systems, ORSTOM ed. Paris, pp. 149-166.

- Demarcq H., Samb B., 1991. Influences des variations de l'upwelling sur la répartition des poissons pélagiques au Sénégal. *In*: Cury P., Roy C., (eds.). Pêcheries ouest-africaines. Variabilité, instabilité et changement. Paris, pp. 290-306.
- Deme-Gningue I., Roy C., Touré D., 1990. Variabilité spatio-temporelle de la température, des nitrates et de la chlorophylle devant les côtes du Sénégal. *Documents scientifiques CRODT*, 122, 1-21.
- Diatta Y., Diop M., Ka A., 2010. Effet de la variabilité de l'environnement physique, température et vent, sur l'abondance des ressources pélagiques au Sénégal (1989-2001). *Journal des Sciences Halieutiques et de l'Aquaculture*, 1, 39-48.
- Dietz R.S., Knebel A.J., Sommers L.H., 1968. Cayar submarine canyon. *Geological Society of America Bulletin, Boulder*, 79, 1821-1828.
- Diouf T., 1980. Pêche et biologie de trois Scombridae exploités au Sénégal. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, spécialité Océanographie, mention Biologie, Université de Bretagne occidentale, 159 pp.
- Domain F., 1977. Carte sédimentologique du plateau continental sénégalais, extension à une partie du plateau continental de la Mauritanie et de la Guinée-Bissau. Paris, France: ORSTOM, (68), 18p.
- Domain F., 1985. Carte sédimentologique du plateau continental mauritanien (entre le cap Blanc et 17°N). Feuilles : Nouadhibou et Nouakchott. Paris, France: ORSTOM-CNROP, (105), 14p.
- Domain F., 2000. Influence de la pêche et de l'hydroclimat sur l'évolution dans le temps du stock côtier (1985-1995). *In* : Domain F., Chavance P., Diallo A. (ed.), La pêche côtière en guinée : ressources et exploitation. IRD/CNSHB, pp. 117-136.
- Domain F., Le Bouille R., 1976. Les fonds de pêche du plateau continental ouest-africain entre 17° N et 12° N. Dakar: CRODT, (61), 22p.
- Douguet J-M., Van Der Sluijs J.P., O'Connor M., Guimarães Pereira Â., Corral Quintana S., Ravetz J.R., 2006. Assurance qualité de la connaissance dans un processus délibératif élargi. De NUSAP aux outils Kerbabel d'aide à la délibération. Cahier n°06-03, Cahiers du C3ED, 16 p.
- DPM, 2011. Résultats généraux des pêches maritimes 2011. Rapport DPM, 121p.

- Durand J.D., Shen K.N., Chen W.J., Jamandre B.W., Blél H., Diop K., Nirchio M., Garcia de León F.J., Whitfield A.K., Chang C.W., Borsa P., 2012. Systematics of the grey mullets (Teleostei: Mugiliformes: Mugilidae): Molecular phylogenetic evidence challenges two centuries of morphology-based taxonomy. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 64, 73-92.
- Elliott M., Whitfield A.K., Potter I.C., Blaber S.J., Cyrus D.P., Nordlie F.G., Harrison T.D., 2007. The Guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*. 8, 241-268.
- Emery E., Tewes R., Argo R., Thomas J., 2007. Development of a Probability Based Monitoring and Assessment Strategy for Selected Large Rivers Within US EPA Region 5. Final Report, Ohio River Valley Water Sanitation Commission (ORSANCO), Ohio, USA. 100p.
- EPA, 1972. Quality of life indicators. Washington, 337 p.
- Erman F., 1959. Observations on the biology of the common grey mullet *Mugil cephalus* L. *Proceedings General Fisheries Council for the Mediterranean*, 5, 157-169.
- Erzini K., Inejih C.A.O., Stobberup K.A., 2005. An application of two techniques for the analysis of short, multivariate non-stationary time-series of Mauritanian trawl survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 353-359.
- Failler P., Diop M., Dia M.A., Inejih C.A., Tous P., (éds.) 2006. Évaluation 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. 06/66. Rome, FAO. 197p.
- Fall M., 2009. Pêcheries démersales côtières au Sénégal : Essai de modélisation de la dynamique de l'exploitation des stocks. Thèse de doctorat Halieutique, Université Montpellier 2, Montpellier, France. 231p.
- Fall M., Samba A., Laloë F., 2006. Fishing tactics and strategies in coastal demersale trawling fisheries in Senegal. *Aquatic Living Resources*. 19, 307-316.
- FAO, 2001. Indicateurs pour le développement durable des pêcheries marines. In FAO directives techniques pour une pêche responsable, 8, 85 p.
- FAO, 2002. Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. FAO Rome.

- FAO, 2003. The Ecosystem Approach to Fisheries. Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 4, Suppl. 2. FAO, Roma, Italia.
- FAO, 2004. Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. FAO Rome.
- FAO, 2008a. Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. FAO Rome.
- FAO, 2008b. Vue générale du secteur des pêches national - République du Sénégal. Rapport des profils de pêches et de l'Aquaculture par Pays. FID/CP/SEN, 27p.
- FAO-FIGIS, 2005. A world overview of species of interest to fisheries. Chapter: *Pomatomus saltatrix*. Retrieved on 21 June 2005, from : www.fao.org/figis/servlet/species?fid=3102. FIGIS Species Fact Sheets. Species Identification and Data Programme-SIDP, FAO-FIGIS. 3p.
- Farrugio H., 1975. Les muges (Poissons *Téléostéens*) de Tunisie. Répartition et pêche. Contribution à leur étude systématique et biologique. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université Sciences et Techniques. Languedoc, Montpellier (France), 201 p.
- Ferraris J., Samba A., 1992. Variabilité de la pêche artisanale et statistique exploratoire. In Laloë F., 1992. (Ed.), Statistique impliquée. Actes du cinquième séminaire informatique de l'ORSTOM (Séminfor 5), Montpellier du 2 au 4 septembre 1991. Editions ORSTOM, Paris, France, pp. 169-189.
- Ferraris J., Samb B., Thiam M., 1993. Les statistiques de pêche au CRODT - Description des systèmes de collecte et de traitement des données. *Symposium Évaluation des ressources exploitées par la pêche artisanale au Sénégal*, Dakar, 8 au 13 février 1993. Document, 7, 73-93.
- Fox W.W.J., 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99, 80-88.
- Fréon P., 1979. Relations taille-poids, facteurs de conditions et indices de maturité sexuelle : rappels bibliographiques, interprétation, remarques et applications. In : Groupe de travail ISRA-ORSTOM sur la reproduction des espèces exploitées dans le Golfe de Guinée. Dakar, 1977. Document Scientifique du Centre Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye, 68, 142-171.
- Fréon P., 1988. Réponses et adaptations des stocks des Clupéidés d'Afrique de l'Ouest à la variabilité du milieu et de l'exploitation. Analyse et réflexion à partir de l'exemple du Sénégal. *Collection Etudes et Thèses*. ORSTOM, Paris, France, 287p.

- Freon P., Cury P., Shannon L., Roy C., 2005. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bulletin of Marine Science*, 76, 385-462.
- Fricke R., 1999. Fishes of the Mascarene Islands (Réunion, Mauritius, Rodriguez): an annotated checklist, with descriptions of new species. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Theses Zoologicae, Vol. 31, 759p.
- Froese R., 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and fisheries*, 5, 86-91.
- Froese R., 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253.
- Froese R., Binohlan C., 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56, 758-773.
- Fulton E.A., Smith A.D.M., Punt A.E., 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62, 540-551.
- Garcia S.M., Cochrane K., Van Santen G., Christy F., 1999. Towards sustainable fisheries: a strategy for FAO and the World Bank. *Ocean and Coastal Management*, 42, 369-398.
- Garcia A.M., Viera 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. *Journal of Fish Biology*, 59, 1218-1238.
- Garcia S.M., Zerbi A., Aliaume C., Do Chi T., Lasserre G., 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper*, 443. 71p.
- Gascuel D., 1994. Modélisation de la dynamique des stocks exploités par la pêche artisanale : intérêts, limites et contraintes de l'approche structurale. In: Barry-Gerrad M., Diouf T., Fonteneau A. (Ed.), L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Tome 2. Colloques et Séminaires, Editions ORSTOM, Paris, France, pp. 385-403.
- Gascuel D., Labrosse P., Meissa B., Taleb Sidi M.O., Guénette S., 2007. Decline of demersal resources in North-West Africa: an analysis of Mauritanian trawl-survey data over the past 25 years. *African Journal of Marine Science*, 29, 331-345.

- Gascuel D., Laurans M., Sidibé A., Barry M., 2004. Diagnostic comparatif de l'état des stocks et évolutions d'abondance des ressources démersales dans les pays de la CSRP. *In: Chavance P., Ba M., Gascuel D., Vakily J.M., Pauly D. (eds.) Pêcheries maritimes, ecosystems et sociétés en Afrique de l'Ouest: un demi siècle de changement. Coll. Rap. Actes du Symposium international DAKAR Juin 2002, Office des publications officielles des communautés Européennes, XXXVI. Collection des rapports de recherche halieutique ACP-UE 15, 205-222.*
- Gascuel D., Menard F., 1997. Assessment of a multispecies fishery in Senegal, using production models and diversity indices. *Aquatic Living Resources*, 10, 281-288.
- Gascuel D., Thiam M., 1994. Évolution de l'abondance des ressources démersales sénégalaises : estimation par modélisation linéaire des PUE. *In: Barry-Gérard M., Diouf T., Fonteneau A., (Ed.). L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise. Symposium, Dakar, 8 au 13 février 1993. pp. 191-209.*
- Gil M.D.M., Grau A., Basilone G., Ferreri R., Palmer M., 2013. Reproductive strategy and fecundity of meagre *Argyrosomus regius* Asso, 1801 (Pisces: Sciaenidae): implications for restocking programs. *Scientia Marina*, 77(1), 105-118.
- Gislason H., Rice J., 1998. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 362-370.
- González-Quirós R., del Árbol J., García-Pacheco M.M., Silva- García A.J., Naranjo J.M., Morales-Nin B., 2011. Life history of the meagre *Argyrosomus regius* in the Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula). *Fisheries Research*, 109, 140-149.
- Gordina A.D., Klimova T.N., 1996. On bluefish (*Pomatomus saltatrix* L.) spawning in the Black Sea. *Marine and Freshwater Research*, 47, 315-318.
- Grall J., Hily C., 2003. Traitement des données stationnelles (faune). *Fiche technique*. 10p.
- Greely M.S., Calder D.R., Wallace R.A., 1987. Oocyte growth and development in the striped mullet, *Mugil cephalus*, during seasonal ovarian recrudescence: relationship to fecundity and size at maturity. *Fishery Bulletin*, 85(2), 187-200.
- Greenstreet S.P.R., Rogers S.I., 2006. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. *ICES Journal of Marine Science*, 63, 573-593.

- Guéye M., Tine M., Kantoussan J., Ndiaye P., Thiaw O.T., Albaret J.J., 2012. Comparative Analysis of Reproductive Traits in Black-Chinned Tilapia Females from Various Coastal Marine, Estuarine and Freshwater Ecosystems. *PLoS ONE*, 7(1), e29464.
- Haffray P., Malha R., Sidi M.O.T., Prista N., Hassan M., Castelnaud G., Karahan-Nomm B., Gamsiz K., Sadek S., Jean-Sébastien Bruant J.-S., Balma P., Bonhomme F., 2012. Very high genetic fragmentation in a large marine fish, the meagre *Argyrosomus regius* (Sciaenidae, Perciformes): impact of reproductive migration, oceanographic barriers and ecological factors. *Aquatic Living Resources*, 25, 173-183.
- Hall S.J., 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. *Fish Biology and Aquatic Resources Series*. Oxford Blackwell Science. 274p.
- Hamilton S.L., Caselle J.E., Standish J.D., Schroeder D.M., Love M.S., Rosales-Casian J., Sosa-Nishizaki O., 2007. Size-selective harvesting alters life histories of a temperate sex-changing fish. *Ecological Applications*, 17, 2268-2280.
- Hampton J., Sibert J.R., Kleiber P., Maunder M.N., Harley S.J., 2005. Decline of Pacific tuna populations exaggerated? *Nature*, 434, E1.
- Harrison I.J., 1995. Mugilidae. Lisas. In: Fischer W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E., Niem V., (eds.). Guia FAO para Identificación de Especies para lo Fines de la Pesca. Pacifico Centro-Oriental. Vol 3. FAO, Rome, pp. 1293-1298.
- Harrison I.J., 2003. Mugilidae. In: The Freshwater Fishes of Europe. Miller, P.J., (ed.). Wiebelsheim: AULA-Verlag. pp. 8, 1-42.
- Harrison I.J., Senou H., 1997. Order Mugiliformes. Mugilidae. Mulletts. In: Carpenter K.E., Niem V.H., (eds.). FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Vol. 4. Bony fishes part 2 (Mugilidae to Carangidae). FAO, Rome, pp. 2069-2108.
- Harrison T.D., Whitfield A.K., 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology*, 65, 683-710.
- Harrison T., Whitfield A.K., 2008. Geographical and typological changes in fish guilds of South African estuaries. *Journal of Fish Biology*, 73, 2542-2570.
- Hauser S., Gang E., Norgrove L., Birang M., 2005. Decomposition of plant material as an indicator of ecosystem disturbance in tropical land use systems. *Geoderma*, 129, 99-108.

- Heink U., Kowarik I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10(3), 584-593.
- Hsu C.C., Chang C.W., Iisuka Y., Tzeng W.N., 2009. A growth check deposited at estuarine arrival in otoliths of juvenile flathead mullet (*Mugil cephalus* L.). *Zool. Stud.*, 48(3), 315-324.
- Ibáñez A.L., Gallardo-Cabello M., 2004. Reproduction of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pises: Mugilidae) from a coastal lagoon to the northwest of the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 75, 37-49.
- IMROP, 2007. Lettre d'information trimestrielle de l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches. No. 13 janvier - mars 2007. 8p.
- INCOFISH-WP 7, 2006. Sustainability indicators.
<http://www.incofish.org/Workpackages/WP7/Downloads/MaturityToolInfo.pdf>
- Inejih C.A.O., 2007. Rapport de diagnostique de la pêcheerie des mulets, Synthèse des résultats et recommandations. 56p.
- Inejih C.A.O., 2009. Gestion des pêcheeries artisanales transfrontalières. Rapport du 1ème Groupe de Travail Scientifique du Projet PARTAGE, Nouakchott du 26 au 29 octobre 2009. 119p.
- Inejih C.A.O., Ould Sidi M.O.T., Dème M., Mohamedou F.O., Thiao D., 2010. Gestion des pêcheeries artisanales transfrontalières. Rapport du 2ème Groupe de Travail Scientifique du Projet PARTAGE, Nouakchott du 27 au 30 septembre 2010. 135p.
- Jakobsen T., Fogarty M.J., Megrey B.A., Moksness E., 2009. Fish reproductive biology: implications for assessment and management. John Wiley and Sons. 480p.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke 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, 629-638.
- Jennings S., Dulvy N.K., 2005. Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 397-404.

- Jennings S., Kaiser M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34, 201-351.
- Jin X., Tang Q., 1996. Changes in fish species diversity and dominant species composition in the Yellow Sea. *Fisheries Research*, 26, 337-352.
- Jouffre D., Inejih C.A., 2005. Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the Mauritanian continental shelf, 1987-1999, using dominance curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 380-383.
- Jouffre D., Borges M.F., Bundy A., Coll M., Diallo I., Fulton E.A., Guitton J., Labrosse P., Mohamed Abdellahi K.O., Masumbuko B., Thiao D., 2010. Estimating EAF indicators from scientific trawl surveys: theoretical and practical concerns. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 796-806.
- Josse E., Sevellec J., 1984. Évaluation acoustique de ressources en poissons pélagiques et semi-pélagiques de la région du plateau et du talus continental de la ZEE mauritanienne. *Bulletin du Centre National de Recherches Océanographique et des Pêches, Nouadhibou, Mauritanie*, 12(1), 67-106.
- Kane A.T., Diop O., Thiam P.S., 2008. Monographie de la pêche artisanale et de la forêt. Rapport final sur la pêche artisanale. Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie, 28p.
- Kantoussan J., 2007. Impacts de la pression de pêche sur l'organisation des peuplements de poissons : Application aux retenues artificielles de Sélingué et de Manantali, Mali, Afrique de l'Ouest. Thèse de doctorat Halieutique, Agrocampus de Rennes, France, 195p.
- Ke H.M., Lin W.W., Kao H.W., 2009. Genetic Diversity and Differentiation of Gray Mullet (*Mugil cephalus*) in the Coastal Waters of Taiwan. *Zoological Science*, 26, 421-428.
- Kébé M., 2008. Le secteur des pêches au Sénégal : Tendances, enjeux et orientations politiques. Programme KURUKAN FUGAN. 26p.
- Kerr S.R., Dickie L.M., 2001. The biomass spectrum: a predator-prey theory of aquatic production. Columbia University Press, New York. 320p.
- Kochzius M., 1997. Length-Weight relationship of fishes from a seagrass meadow in Negros oriental, Philippines. *Naga, The ICLARM Quarterly*, 2 (3-4), 64-65.

- Kuster C., Vuki V.C., Zann L.P., 2005. Long-term trends in subsistence fishing patterns and coral reef fisheries yield from a remote Fijian island. *Fisheries Research*, 76, 221-228.
- Lacroix A., Laurent F., Ruelland D., Sauboua E., 2005. « Diagnostic de la pollution nitrique : du modèle à l'indicateur », *Symposium International INRA-PSDR*, « Territoires et enjeux du développement régional », Lyon 9 - 11 mars, 16 p.
- Laë R., Ecoutin J.M., Kantoussan J., 2004. The use of biological indicators for monitoring fisheries exploitation : Application to manmade reservoirs in Mali. *Aquatic Living Resources*, 17, 95-105.
- Laloë F., Samba A., 1990. La pêche artisanale au Sénégal: ressource et stratégies de pêche. Thèse de doctorat Sciences de la vie, Université Orsay-Paris Sud. Paris, France, 395p.
- Lam hoai T. 1969. Contribution à l'étude de la biologie des Mugilidés (Poissons, Téléostéens) des côtes du massif Armoricaïn. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université Paris IV (France), 182 p.
- Landret J.P., 1974. Contribution à l'étude de *Mugil cephalus* "sensu lato" et comparaison avec d'autres espèces de Mugilidés. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université Paris VI (France), 107 p.
- Large S.I., Fay G., Friedland K.D., Link J.S. 2013. Defining trends and thresholds in responses of ecological indicators to fishing and environmental pressures. *ICES Journal of Marine Science*, 70, 755-767.
- Laubier L., 2003. Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes. Rapport scientifique et technique. Editions Tec & Doc, Paris, France, 17, 2p.
- Laurans M., 2005. Ressources et exploitations démersales en Afrique de l'Ouest: évaluation des stocks, dynamique des populations et approche écosystémique. Thèse de l'ENAR mention Halieutique, Agrocampus Rennes, France, 320p.
- Laurans M., Gascuel D., Barry M., 2003a. Diagnostics de cinq stocks sénégalais par approche globale (*Galeoides decadactylus*, *Pagellus bellottii*, *Pseudupeneus prayensis*, *Sparus caeruleostictus* et *Epinephelus aeneus*). In Gascuel et al. (éd., 2003) : pp. 71-78.
- Laurans M., Gascuel D., Barry M., 2003b. Revue des connaissances sur la biologie du thiof (*Epinephelus aeneus*) et diagnostic de l'état du stock au Sénégal. In : Gascuel et al. (éd., 2003) : pp 55-70.

- Laurans M., Gascuel D., Barry M., 2004a. Évolution des abondances des principales espèces exploitées au Sénégal. *In*: Chavance P., Ba M., Gascuel D., Vakily J.M., Pauly D. (eds) Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest: un demi siècle de changement. Coll. Rap. Actes du Symposium international DAKAR Juin 2002, Office des publications officielles des communautés Européennes, XXXVI, *collection des rapports de recherche halieutique ACP-UE*, 15, 195-204.
- Laurans M., Sidibé A., Chassot E., Gascuel D., 2002. Ecosystem effects of a quickly developed fishery: trends in biomass of demersal resources of Senegal and Guinea. ICES CM 2002/L: 21. 13p.
- Laurans M., Gascuel D., Chassot E., Thiam D., 2004b. Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in three last decades. *Aquatic Living Resources*, 17, 163-173.
- Laurent A.G., 1963. Lognormal distribution and the translation method: description and estimation problems. *Journal of the American Statistical Association*, 58, 231-235.
- Lawson E.O., Jimoh A.A.A., 2010. Aspects of the biology of grey mullet, *Mugil cephalus*, in Lagos lagoon, Nigeria. *AACL Bioflux*, 3(3), 181-193.
- Leclerc M., 2009. Méta-analyse du fonctionnement trophique des écosystèmes marins et de l'impact de la pêche à l'échelle mondiale. Mémoire de fin d'études, Halieutique, Agrocampus-Ouest, France, 45p.
- Legendre M., Ecoutin J.M., 1989. Suitability of brackish water tilapia species from Ivory Coast for lagoon aquaculture. I- Reproduction. *Aquatic Living Resources*, 2, 71-79.
- Le Tourneur Y., Kulbicki M., Labrosse P., 1998. Length-weight relationships of fish from coral reefs and lagoons of New Caledonia, southwestern Pacific Ocean: an update. Naga, the ICLARM Quarterly, 21(4), 39-46.
- Linde M., Palmer M., Alós J., 2011. Why protogynous hermaphrodite males are relatively larger than females? Testing growth hypotheses in Mediterranean rainbow wrasse *Coris julis* (Linnaeus, 1758). *Environmental Biology of Fishes*, 92, 337-349.
- Link J.S., 2005. Translating ecosystem indicators into decision criteria. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 569-576.

- Link J.S., Brodziak J.K.T., Edwards S.F., Overholtz W.J., Mountain D., Jossi J.W., Smith T.D., Fogarty M.J., 2002. Marine ecosystem assessment in a fisheries management context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1429-1440.
- Link J.S., Yemane D., Shannon L.J., Coll M., Shin Y-J., Hill L., Borges M.F., 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 787-795.
- Linton D.M., Warner G.F., 2003. Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean and Coastal Management*, 46, 61-276.
- Lobry J., Gascuel D., Domain F., 2003. La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen: utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème. *Aquatic Living Resources*, 16, 59-68.
- Lucas G., 2004. Approche du transfert d'échelle spatiale d'un indicateur agro-environnemental d'aléa phytosanitaire, sur des bassins versants emboîtés de la Save (Gers). Mémoire de fin d'études d'Ingénieur des Techniques Agricoles, Département Gestion des Territoires, Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles de Bordeaux, 67 p.
- Lyons N.I., 1981. Comparing diversity indices based on counts weighted by biomass or other importance values. *The American Naturalist*, 118, 438-442.
- Maigret J., Ly B., 1986. Les poissons de mer de Mauritanie. Science Naturelle. Compiègne. 213p.
- Marchal E., Boely T., 1977. Évaluation acoustique des ressources en poissons du plateau continental ouest-africain des îles Bissagos (11"N) à la pointe Stafford (28"N). *Cahier ORSTOM, Série Océanographique*, 15(2), 139-161.
- Maurizi B., Verrel J.-L., 2002. Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries*, 30, 3-14.
- McDonough C.J., Roumillat W.A., Wenner C.A., 2003. Fecundity and spawning season of striped mullet (*Mugil cephalus* L.) in South Carolina estuaries. *Fish B-NOAA*, 101, 822-834.
- McDonough C.J., Roumillat W.A., Wenner C.A., 2005. Sexual differentiation and gonad development in striped mullet (*Mugil cephalus* L.) from South Carolina estuaries. *Fish B-NOAA*, 103, 601-619.

- Micale V., Maricchiolo G., Genovese L., 2002. The reproductive biology of blackspot sea bream *Pagellus bogaraveo* in captivity. I. Gonadal development, maturation and hermaphroditism. *Journal of Applied Ichthyology*, 18, 172-176.
- Moran M.J., Stephenson P.C., 2000. Effects of otter trawling on macrobenthos and management of demersal scalefish fisheries on the continental shelf of north-western Australia. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 510-516.
- Munyandorero J., 2006. Size, diversity, dominance and trophic structures of the fish community in a tropical lake: a case study for the Sinazongwe area, Lake Kariba, Zambia. *Aquatic Living Resources*, 19, 123-136.
- Mutshinda C.M., O'Hara R.B., Woiwod I.P., 2009. What drives community dynamics? *Proceedings of the Royal Society B*, 276, 2923-2929.
- Mutshinda C.M., O'Hara R.B., Woiwod I.P., 2011. A multispecies perspective on ecological impacts of climatic forcing. *Journal of Animal Ecology*, 80(1), 101-107.
- N'da K., Deniel C., 2005. Croissance des juvéniles du Rouget de roche (*Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758) dans le nord du golfe de Gascogne. *Cybium*, 29(2), 175-178.
- Ngom Sow F., Samb B., Heqin C., 2010. Diagnoses of the State of Exploitation of Small Pelagic Stocks in Senegal by the Use of Size Frequencies: Case of Sardinella. *Resources Science*, 32(4), 620-626.
- Ngom Sow F.N., Thiam N., Samb B., 2011. Diagnostic de l'état d'exploitation du stock de mérrou *Epinephelus aeneus* (Geoffroy St. Hilaire, 1809) au Sénégal par l'utilisation des fréquences des tailles. *Journal des Sciences Halieutiques et de l'Aquaculture*, 3, 82-88.
- Niang, N.A., 2009. Dynamique socio-environnementale et développement local des régions côtières du Sénégal : l'exemple de la pêche artisanale. Thèse, Université de Rouen. 301p.
- Nicholson M.D., Jennings S., 2004. Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 35-42.
- O'Boyle R., Sinclair M., Keizer P., Lee K., Ricard D., Yeats P., 2005. Indicators for ecosystem-based management on the Scotian Shelf : bridging the gap between theory and practice. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 598-605.

- OCDE, 1993. OECD core set of indicators for environmental performance reviews. OECD Environment Monographs No. 83. OCDE, Paris, 41 p.
- OCDE, 2003. Examen des pêcheries dans les pays de l'OCDE. Politiques et statistiques de bases. 440p.
- OCDE, 2004. Indicateurs clés d'environnement. Direction de l'Environnement de l'OCDE, Paris : OCDE. 38p.
- Pauly D., 2007. The Sea Around Us Project: documenting and communicating global fisheries impacts on marine ecosystems. *Ambio*, 36, 290-295.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860-863.
- Pech N., Laloë F., 2001. Fitting a model of flexible multifleet-multispecies fisheries to Senegalese artisanal fishery data. *Aquatic Living Resources*, 14, 81-98.
- Pelletier D., 1998. Intercalibration of research survey vessels in fisheries: a review and an application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 2672-2690.
- Pielou E.C., 1996. Shannon's formula as a measure of specific diversity: Its use and measure. *American Naturalist*, 100, 463-465.
- Piet G.J., Jennings S., 2005. Response of potential fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 214-225.
- Pikitch E.K., 2012. The Risks of Overfishing. *Science*, 338(6106), 474-475.
- Pinnegar J.K., Jennings S., O'Brien C.M., Polunin N.V.C., 2002. Long-term changes in trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology*, 39, 377-390.
- Pinnegar J.K., Polunin V.C.N., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin-Vivien M.L., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., D'Anna G., Pipitone C., 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27, 179-200.
- Quéro J.C., Vayne J.J., 1987. Le maigre, *Argyrosomus regius* (Asso 1801) (Pisces, Perciformes, Sciaenidae) du Golfe de Gascogne et des eaux plus septentrionales. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 49 (1-2), 35-66.

- Rafail S.Z., 1971. Investigation on Sciaenidae and Moronidae catch and on the total catch by beach seine on U.A.R. Mediterranean Coast. *General Fisheries Commission for the Mediterranean. Studies and Reviews*, 48, 1-26.
- Rathacharen S., Venkatasami A., Degambur D., 2000. Growth parameters and mortality rates of *Epinephelus fasciatus*, *Lethrinus nebulosus*, *Siganus sutor*, *Naso unicornis* and *Mugil cephalus* from the coastal areas of Mauritius as estimated from analyses of length frequencies. In: Lalouette J.-A., Bachraz D.-Y., Sukurdeep N. (Eds.). Food and Agricultural Research Council Proceedings. Presented at the Fourth annual meeting of agricultural scientists, Réduit, Mauritius, 21-22 October 1999. pp. 217-228.
- Rébert J.P., 1983. Hydrologie et dynamique des eaux du plateau continental sénégalais. *Document scientifique CNROP*, pp. 93-186.
- Rice J.C., 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 682-688.
- Ricker W.E., 1954. Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11, 559-653.
- Ricker W.E., 1973. Linear regression in fishery research. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30(3), 409-434.
- Riede K., 2004. Global register of migratory species - from global to regional scales. Final Report of the R & D-Projekt 808 05 081. *Federal Agency for Nature Conservation*, Bonn, Germany. 329p.
- Robillard E., Reiss C.S., Jones C.M., 2008. Reproductive biology of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) along the East Coast of the United States. *Fisheries Research*, 90, 198-208.
- Robillard E., Reiss C.S., Jones C.M., 2009. Age-validation and growth of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) along the East Coast of the United States. *Fisheries Research*, 90, 198-208.
- Rochet M.J., 1998. Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 371-391.
- Rochet M.J., Trenkel V.M., 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 86-99.

- Rochet M.J., Trenkel V.M., Forest A., Lorance P., Mesnil B., 2007. How could indicators be used in an ecosystem approach to fisheries management? ICES CM 2007/ R: 05.
- Rochet M.J., Trenkel V.M., Bellail R., Coppin F., Le Pape O., Mahé J.C., Morin J.P.J.C., Schlaich I., Souplet A.V.Y., Bertrand J., 2005. Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 1647-1664.
- Rogers S.I., Greenaway B., 2005. A UK perspective on the development of marine ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 9-19.
- Roy C., 1992. Réponses des stocks de poissons pélagiques à la dynamique des upwellings en Afrique de l'Ouest : analyse et modélisation. *Collection Études et Thèses*. ORSTOM, Paris, France, 146p.
- Roy C., 1998. An upwelling-induced retention area off Senegal: a mechanism to link upwelling and retention processes. *South African Journal of Marine Science*, 19(1), 89-98.
- Ruiz-Ramirez S., Lucano-Ramirez G., Mariscal-Romero J., 1997. Length-weight relationships of soft-bottom demersal fishes from Jalisco and Colima states, Mexico. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 20(3-4), 62-63.
- Sabates A., Martin P., 1993. Spawning and distribution of bluefish *Pomatomus saltatrix* (L.) in the northwestern Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 43, 109-118.
- Salas E., Aburto-Oropeza O., Reza M., Paredes G., López-Lemus L.G., 2004. Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries*, 29(3), 19-25.
- Salerno D.J., Burnett J., Ibarra R.M., 2001. Age, growth, maturity, and spatial distribution of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus), off the Northeast Coast of the United States, 1985-96. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 29, 31-39.
- Samba A., Laloë F., 1991. Upwelling Sénégal-mauritanien et pêche au tassergal (*Pomatomus saltator*) sur la côte nord du Sénégal. In: Cury P., Roy C. (Eds.). Pêcheries ouest-africaines : variabilité, instabilité et changement. ORSTOM, Paris (1991), pp. 307-310.
- Sanches J.G., 1991. Catálogo dos principais peixes marinhos da República de Guiné-Bissau. Publicações avulsas do INIP. No. 16, 429p.

- Sarr S.M., Kabre J.-A.T., Diadhiou H., 2012. Age et croissance de *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758, Mugilidae) dans l'estuaire du fleuve Sénégal. *International Journal of Biological Chemistry*, 695, 2149-2157.
- Schaefer M.B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1(2), 27-56.
- Schaefer M.B., 1967. Fishery dynamics and present status of the yellowfin tuna population of the eastern Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 12, 89-136.
- Schneider W., 1990. FAO species identification sheets for fishery purposes. Field guide to the commercial marine resources of the Gulf of Guinea. Prepared and published with the support of the FAO Regional Office for Africa. FAO, Rome. 268p.
- Seck P.A., 1980. Catalogue des engins de pêche artisanale du Sénégal. COPACE/PACE, Series 79/16.
- Shannon L.J., Coll M., Neira S., 2009. Exploring the dynamics of ecological indicators using food web models fitted to time series of abundance and catch data. *Ecological Indicators*, 9, 1078-1095.
- Shannon L.J., Coll M., Yemane D., Jouffre D., Neira S., Bertrand A., Diaz E., Shin Y.-J., 2010. Comparing data-based indicators across upwelling and comparable systems for communicating ecosystem states and trends. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 807-832.
- Shin Y.-J., Rochet M.-J., Jennings S., Field J., Gislason H., 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 394-396.
- Shin Y.-J., Shannon L.J., 2010. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 1. The IndiSeas project. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 686-691.
- Shin Y.J., Shannon L.J., Bundy A., Coll M., Aydin K., Bez N., Blanchard J.L., Borges M.F., Diallo I., Diaz E., Heymans J.J., Hill L., Johannesen E., Jouffre D., Kifani S., Labrosse P., Link J.S., Mackinson S., Masski H., Möllmann C., Neira S., Ojaveer H., Abdallahi K.O.M., Perry I., Thiao D., Yemane D., Cury P.M., 2010. Using indicators for

- evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 692-716.
- Sibert J., Hampton J., Kleiber P., Maunder M., 2006. Biomass, size, and trophic status of top predators in Pacific Ocean. *Science*, 314 (5806), 1773-1776.
- Sidibé A., Domain F., Gascuel D., 2004. Evaluation et diagnostic par l'approche globale et structurale de quatre stocks de poissons démersaux côtiers de Guinée *Galeoides decadactylus*, *Pseudotolithus elongatus*, *P. senegalensis* et *P. typus*. In: Chavance P., Bah M., Gascuel D., Vakily M., Pauly D. (Eds.), "Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changements". Dakar, Sénégal, juin 2002.
- Sigelaki E., Papadaki M., Mitrizakis N., Mylonas C., 2011. Reproductive cycle of the meagre (*Argyrosomus regius*) in captivity. In: Aquaculture Europe 2011. *European Aquaculture Society*. pp. 396-397.
- Smith C.L., 1997. National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda. Alfred A. Knopf, Inc., New York. 720p.
- Smith A.D.M., Brown C.J., Bulman C.M., Fulton E.A., Johnson P., Kaplan I.C., Lozano-Montes H., Mackinson S., Marzloff M., Shannon L.S., Shin Y-J., Tam J., 2011. Impacts of Fishing Low-Trophic Level Species on Marine Ecosystems. *Science*, 333(6046), 1147-1150.
- Solemdal P., 1997. Maternal effects - a link between the past and the future. *Journal of Sea Research*, 37, 213-227.
- Sosa-Lopez A., Mouillot D., Do Chi T., Ramos-Miranda J., 2005. Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: an application to the Terminos coastal lagoon. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 453-458.
- Srinivasan U.T., Watson R., Rashid Sumaila U., 2012. Global fisheries losses at the exclusive economic zone level, 1950 to present. *Marine Policy*, 36, 544-549.
- Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy., N.K., Walker P.A., 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (chondrichthyans) and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 476-494.

- Stobutzki I.C., Silvestre G.T., Abu Talib A., Krongprom A., Supongpan M., Khemakorn P., Armada N., Garces L.R., 2006. Decline of demersal coastal fisheries resources in three developing Asian countries. *Fisheries Research*, 78, 130-142.
- Sumaila U.R., Cheung W., Dyck A., Gueye K., Huang L., Lam V., Pauly D., Srinivasan T., Swartz W., Watson R., Zeller D., 2012. Benefits of Rebuilding Global Marine Fisheries Outweigh Costs. *PLoS ONE*, 7, e40542.
- Thakur N.K., 1967. Studies on the age and growth of *Mugil cephalus* L. from the Mahanadi estuarine system. *Proceedings of the National Institute of Sciences of India*, 33, 128-143.
- Thiaw M., Gascuel D., Jouffre D., Thiaw O.T., 2009. A surplus production model including the effect of environment: application to the white shrimps stocks in Senegal. *Progress in Oceanography*, 83, 351-360.
- Thiaw M., Gascuel D., Thiao D., Thiaw O.T., Jouffre D., 2011. Analysing environmental and fishing effects on a short-lived species stock: the dynamics of the octopus *Octopus vulgaris* population in Senegalese waters. *African Journal of Marine Science*, 33(2), 209-222.
- Thiaw M., Fall M., Ndiaga Thiam N., 2013. Évaluation par l'approche globale du stock Sénégalais de crevettes profondes, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1847). *Journal des Sciences Halieutiques et de l'Aquaculture*, 7, 255-270
- Thomson J.M., 1951. Growth and habits of the sea mullet, *Mugil dobula* Gunther, in Western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 2, 193-225.
- Thomson J.M., 1963. Synopsis of biological data on the grey mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus 1758). Fisheries synopsis. Division of Fisheries and Oceanography. CSIRO Australia (1).
- Thomson J.M., 1966. The grey mullets. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, 4, 301-335.
- Thomson J.M., 1990. Mugilidae. In: Quero J.C., Hureau J.C., Karrer C., Post A., Saldanha L., (eds.). Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Vol. 2. Paris. pp. 855-859.
- Thomson J.M., 1997. The Mugilidae of the world. *Mem Qld Mus* 41(3):457-562.

- Tindall C., Holvoet K., Kébé M., Ndiaye P.G., 2008. Evaluating the Social Impacts of Eco- and Ethical Fish Labeling on Small-scale Producers in Senegal. 14^{ème} Colloque IIFET, Nha Trang, Vietnam.
- Tixerant G., 1974. Contribution à l'étude de la biologie du Maigre ou Courbine (*Argyrosomus regius* Asso - *Sciaena aquila* Lacép.) Sur la côte Mauritanienne. Thèse de Doctorat, Université d'Aix-Marseille, 137p.
- Tormosova I.D., 1983. Variation in the age at maturity of the North Sea haddock, *Elanogrammus aeglefinus* (Gadidae). *Journal of Ichthyology*, 23, 68-74.
- Trape S., Durand J.-D., 2011. First record of *Mugil capurrii* (Mugilidae, Perciformes) in the Gulf of Guinea. *Journal of Fish Biology*, 78, 937-940.
- Trenkel V.M., Rochet M.J., 2003. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 67- 85.
- Trenkel V.M., Rochet M.J., Mesnil B., 2007. From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 768-774.
- Trippel E.A., 1998. Egg size and viability and seasonal offspring production of young Atlantic Cod. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127, 339-359.
- Tung I.H., 1981. On the fishery biology of the grey mullet, *Mugil cephalus* Linnaeus, in Taiwan. Report of the Institute of Fishery Biology of Ministry of Economic Affairs and National Taiwan University, 3, 38-102.
- UE, 2001. Livre vert sur l'avenir de la politique commune de la pêche. Commission des Communautés Européennes. 1, 47p.
- USEPA, 2000. Estuarine and coastal marine waters : bioassessment and biocriteria technical guidance. U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-822-B-00 024. Washington D: Office of Water.
- Vall M.O.M., 2004. Étude de la dynamique des systèmes d'exploitations et de l'écobiologie de la reproduction de trois Mugilides : *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), *Liza aurita* (Perugia, 1892) et *Mugil capurrii* (Risso, 1810), Analyse de leurs stratégies d'occupations des secteurs littoraux mauritaniens et de leurs possibilités d'aménagement. Thèse de doctorat Eau, Milieux et Peuplements Marins. Université de Nice - Sophia Antipolis, France, 2, 36-82.

- Von Bertalanffy L., 1938. A quantitative theory of organic growth. (Inquiries on growth laws II). *Human Biology*, 10, 181-213.
- Whitfield A.K., 1986. Fish community structure response to major habitat changes within the littoral zone of an estuarine coastal lake. *Environmental Biology of Fishes*, 17(1), 11-51.
- Whitfield A.K., Elliott M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61, 229-250.
- Whitfield A.K., Panfili J., Durand J.D., 2012. A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspects of this apparent species complex. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22, 641-681.
- Wilk S.J., 1977. Biological and fisheries data on bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus). Technical Series Report 11, Sandy Hook Lab., NMFS Northeast Fisheries Science Center, Highlands NJ 07732. 56p.
- Worm B., Myers A.R., 2003. Meta-analysis of Cod-Shrimp interactions reveals Top Down control in oceanic food webs. *Ecology*. 162-173.
- Zaky-Rafail S., 1968. Investigations of mullet fisheries by beach seine on the UAR Mediterranean coast. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*, 35, 1-19.
- Zuur A.F., Tuck I.D., Bailey N., 2003. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Canadian Journal of Fisheries and Aquaculture Sciences*, 60, 542-552.
- Zwanenburg K.C.T., 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of the Scotian Shelf. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 503-509.

ANNEXES

Annexe 1 : Fiche de collecte de données de pêche artisanale

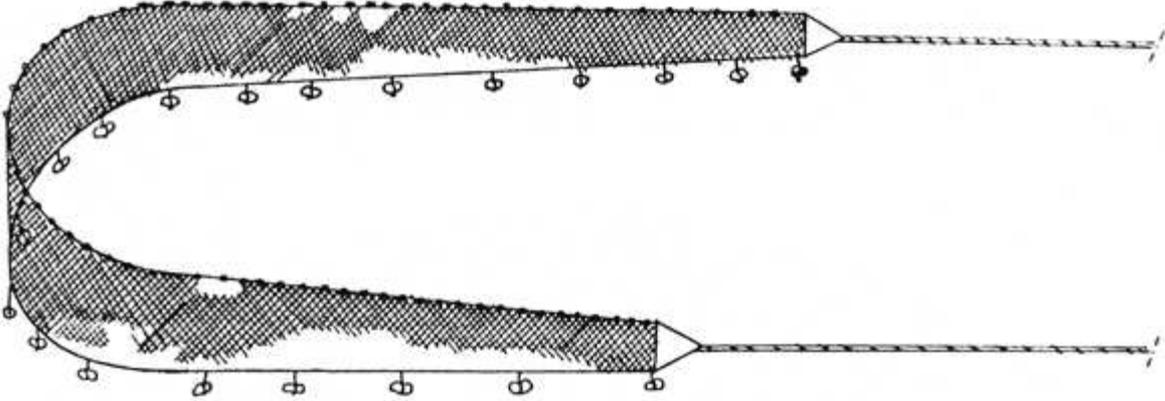
CRODT/ ISRA		Zone :				Port :				Enquêteur :				Date :													
PE	DATE	F	T	LSM	LSNM	FDS	FDL	LPG	ST	FME	SP	LR	LCS	LTR	PAL	LPO	TM	FMD	FMDL	KILI	FFC			Nbenq			
Numéro: Nbre. Pêcheurs : Temps de route : Unité de pêche: Port d'origine : Lieu : Type de pêche : Départ : Profondeur : Puiss. Moteur: Retour: Ess. achetée:												ENQ	P	Date	NUM	Q	TP	PM	Nb	P	TR	DR	Lieu	L	Ess_a	Nbsp	
Espèces débarquées				Nombre d'individus	Débarquement en kg	Rejet en kg	ES	Q	QTDB	RJT	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8									
1																											
2																											
3																											
4																											
5																											
6																											
7																											
8																											
9																											
10																											
11																											
12																											

Annexes 2 : Description des engins de pêche de la pêche artisanale

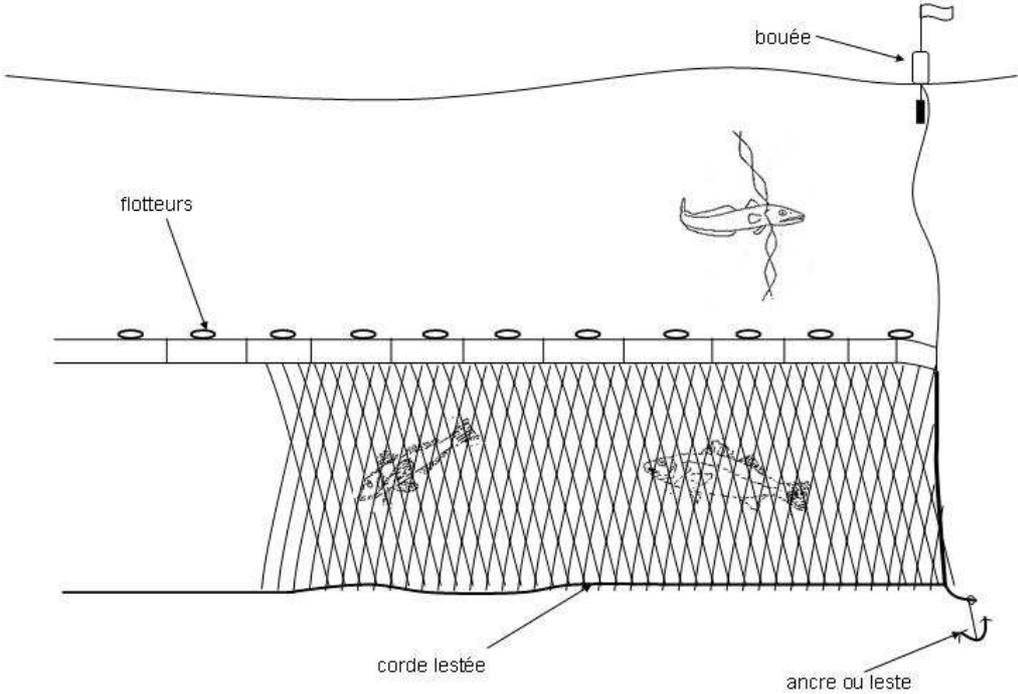
Dénominations et compositions	Caractéristiques techniques	Modes opératoires	Espèces cibles
Senne tournante (ST)	Filets de 250 à 400 m, chute de 40 m et de 30 mm de maillage au niveau du corps du filet. Présence de coulisse et d'une grande poche	2 pirogues, l'une pour le filet, l'autre pour les captures. Près de 30 personnes. Efficace pour la capture de la sardinelle ronde qui, encerclée, tend à plonger en profondeur	Clupéidés surtout (<i>Sardinella aurita</i> , <i>S. maderensis</i> et <i>Ethmalosa fimbriata</i>). Secondairement, Carangidés, <i>Pomadasys jubelini</i> , <i>B. auritus</i> , brochets <i>Sphyaena sp</i> , <i>Euthynnus alleteratus</i> , <i>Scomberomorus tritor</i> , <i>Pomatomus saltatrix</i> , <i>Trichiurus lepturus</i>
Filets maillants encerclant (FME)	Forme rectangulaire, longueur de 300 m, chute de 9 m et maillage de 36- 40 mm	1 pirogue à moteur ± puissante. Pas de coulisse. Mise en œuvre active. 9 personnes en moyenne. Jusqu'à 15 m de fonds. Peut aussi être utilisé comme FMDS (ci-dessous)	Près de 80 % des captures constituées d'ethmaloses et de sardinelles qui sont leurs principales cibles. Le reste = <i>Arius sp</i> , <i>Pseudotolithus sp</i> , <i>Sphyaena sp</i> , etc.
Filets actifs (filets maillants dérivant de surface/FMDS et filets maillants dérivant de fonds/FMDF)	Les FMDS ou féfé-félé à poissons ont une chute de 2 m, une longueur et un maillage variables. Pourvu de nombreux flotteurs. Le <i>Yolal</i> ou FMDF : 100 à 1000 m, chute de 4 à 4.5 m, maille de 46 mm, surtout pour les brochets	FMDS souvent manœuvrés par 2 personnes à partir d'une pirogue, souvent à pied. Sorties possibles de jour et de nuit avec monofilament, multifilament efficace la nuit. Les FMDF ou yolal dérivent davantage dans la couche d'eau intermédiaire que profonde.	Mulets (<i>Mugil sp</i> et <i>Liza sp</i>) surtout, voire ethmaloses, sompatt, sardinelles, brochets, etc. pour les FMDS. Les FMDF ciblent les brochets (juillet – septembre) et/ou les Scombridés (ravil et thazard blanc, de décembre à avril). Autres captures : mulets, capitaine, <i>Carangidés</i> , otolithes, carpes (<i>Tilapia guineensis</i> , <i>Sarotherodon melanotheron heudelotii</i>), <i>Arius sp</i>
Filets passifs (filets maillants dormants ou de surface/FD et trémail)	FD à « poissons » (FDP, 110 m, 50 mm, nylon), à soles (FDS, 1-2 km, chute de 1 m, nylon ou monofilament), à raies et requins (FDRR, 6 à 7 engins = 100 à 150 m, nylon), à yeet (FDY, 20 m, chute de 1 à 1.2 m, maille de 300 mm, nylon tressé, fonds de 10-15 m.	FDP : pêche de nuit surtout, filets calés au fonds (FDF) ou en surface (FDS) : calé en mer pendant de nombreux mois, filet remis après chaque récolte – FDRR : spécialité de Saint-Louis et du Sine- Saloum – FDY : séjour de plusieurs mois en mer, récolte tous les 2-3 jours	FDP : otolithes, mâchoirons, brochets et Carcharinidae comme <i>M. mustellus</i> . FDS: soles langues <i>Cynoglossus sp</i> . FDRR : raies et requins. FDY : <i>Cymbium sp</i> . Piètre qualité due au séjour de 24-48 h dans l'eau une certaine décomposition destinant les produits à la transformation artisanale et consommation locale surtout
Palangre (palangre <i>sensu stricto</i> et ligne palangre glacière)	Ligne principale de 300-500 m de long, nylon, tressé le plus souvent, hameçons de 0.3 m espacés de 1.80 m, flotteurs et plomb à chaque extrémité. Hameçons appâtés (sardinelles comme appâts)	Seiche ou Clupéidés (sardinelles et ethmaloses). sont les appâts de choix. Immersion pendant 5-6 heures, relevé et remise à l'eau. Risque d'être emportée par chalut de fond, senne ou filet dérivant	<i>Rhinobatidae</i> , <i>Carcharinidae</i> (raies et requins), mâchoirons, capitaine <i>Polydactylus quadrifilis</i> , <i>Drepane africana</i> , brochets, thiof <i>Epinephelus aeneus</i> , etc.
Lignes diverses (Ligne casier seiche, ligne poulpe, ligne traîne, ligne <i>Rhinobatos sp</i> , ligne simple pirogue motorisée et ligne simple pirogue non motorisée)	Lignes classiques : nylon ou monofilament + hameçons + plomb + appât. Lignes poulpe (LP, ligne + plomb+ leurres + hameçons. Ligne casier seiche (LCS, casier pliable ou non avec leurre). Le nombre d'hameçons est fonction des espèces ciblées et de la profondeur	Souvent utilisés en mixité avec les palangres ou les filets maillants dérivants ou fixes. Pêche fraîche (du jour), lignes glacières (3-5 jours, jusqu'à 100 km des côtes sénégalaises) voire lignes-marées à Saint- Louis (bateaux ramasseurs)	Lignes classiques pirogues motorisées ou non: thiof, courbine, sompatt, mâchoirons, pagres, pageots, carangidés, brochets, gros requins, Lutjanidés, etc. Lignes poulpe : poulpe <i>Octopus vulgaris</i> . Lignes casiers seiche : <i>Sepia officinalis hierredda</i> . Ligne <i>Rhinobatos</i> : raie guitare. Ligne traîne : espadon voilier, marlin, maquereaux, bars, etc.

ANNEXE 3 : Quelques d'engins de pêche

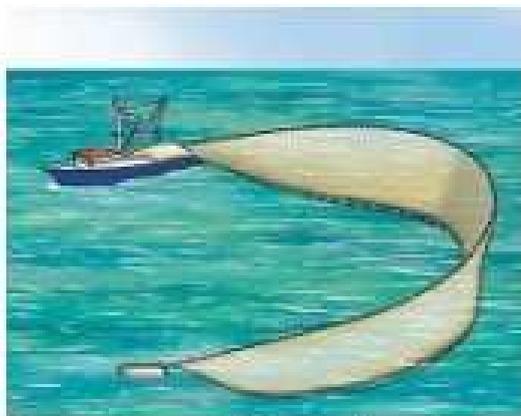
1. Senne de plage



2. Filet maillant



3. Senne tournante coulissante

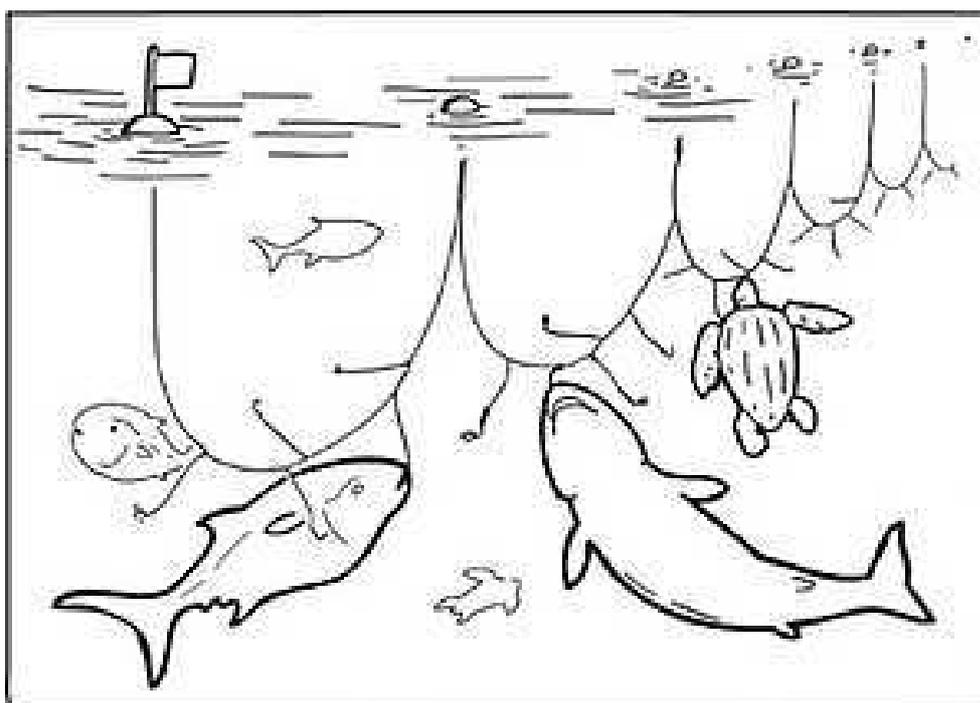


Encerclement du banc de poissons

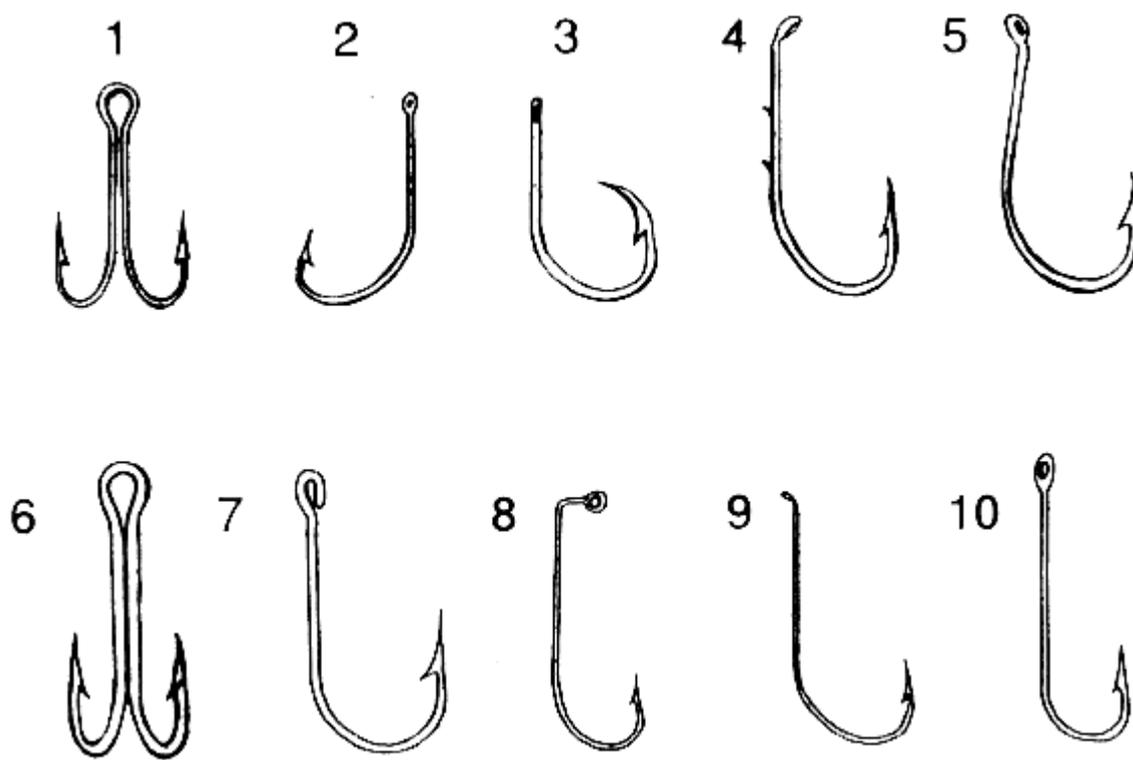


Coulissage ou boursage

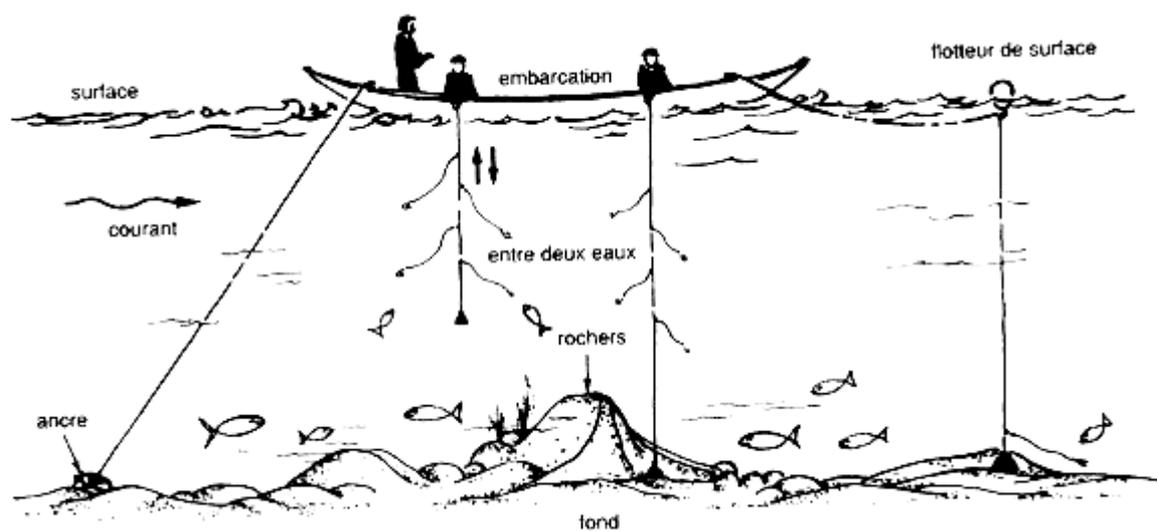
4. Palangre



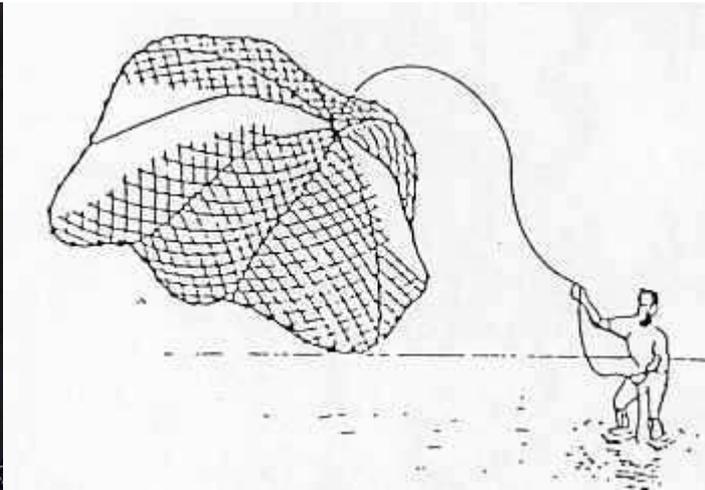
6. Hameçons de lignes



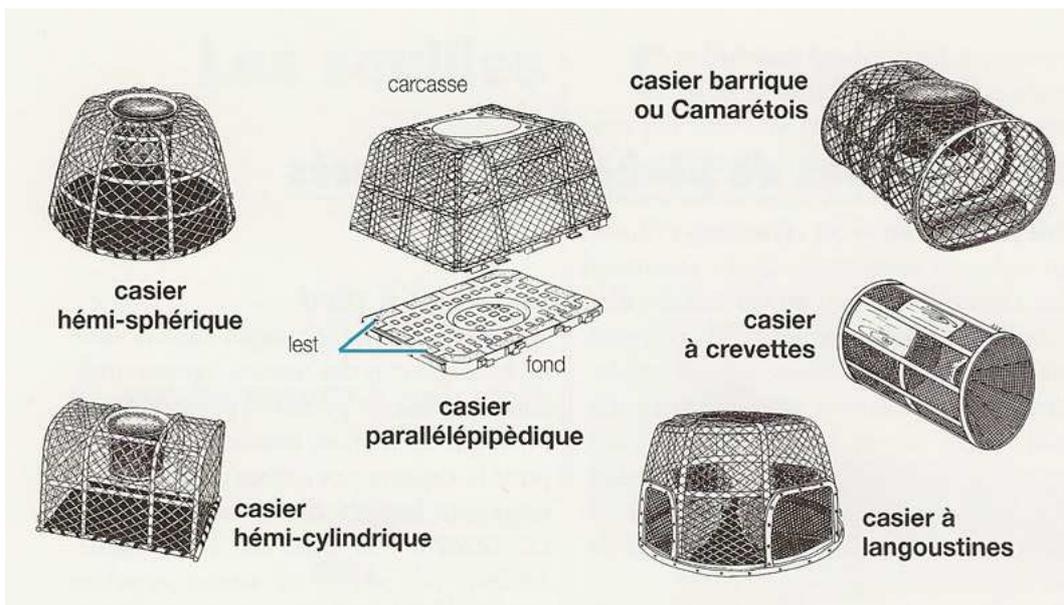
7. Pêche à la ligne



8. Épervier



9. Casier



Annexes 3 : Systématiques des principales espèces étudiées



Mulet jaune (*Mugil cephalus*)

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Sous-embranchement : Vertébrés

Super-classe : Ostéichthyens

Classe : Actinoptérygiens

Sous-classe : Néopterygiens

Infra-classe : Téléostéens

Super-ordre : Acanthoptérygiens

Ordre : Mugiliformes

Famille : Mugilidae

Genre : *Mugil*

Espèce : *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758)



Mulet noir (*Mugil capurrii*)

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Sous-embranchement : Vertébrés

Super-classe : Ostéichthyens

Classe : Actinoptérygiens

Sous-classe : Néopterygiens

Infra-classe : Téléostéens

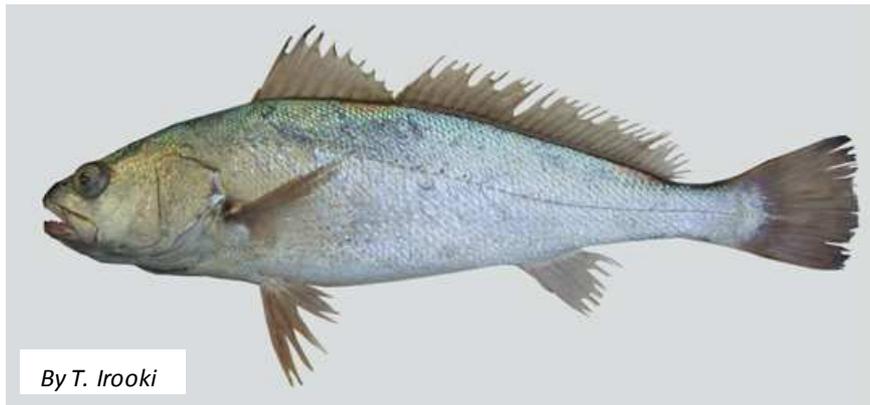
Super-ordre : Acanthoptérygiens

Ordre : Mugiliformes

Famille : Mugilidae

Genre : *Mugil*

Espèce : *Mugil capurrii* (Perugia, 1892)



Courbine (*Argyrosomus regius*)

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Classe : Actinoptérygiens

Ordre : Perciformes

Famille : Sciaenidae

Genre : *Argyrosomus*

Espèce : *Argyrosomus regius* (Asso, 1801)



Tassergal (*Pomatomus saltatrix*)

Règne : Animal

Embranchement : Chordés

Sous-embranchement : Vertébrés

Super-classe : Ostéichtyens

Classe : Actinoptérygiens

Sous-classe : Néopterygiens

Infra-classe : Téléostéens

Super-ordre : Acanthoptérygiens

Ordre : Perciformes

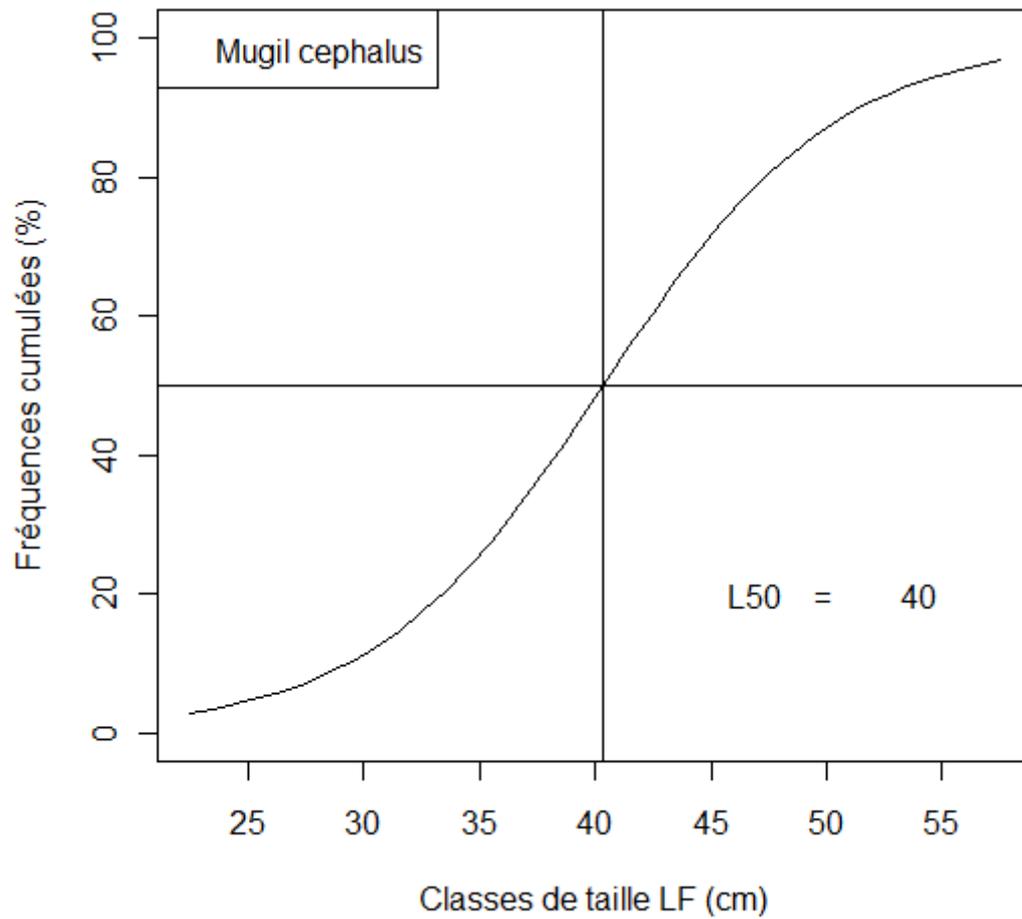
Sous-ordre : Percoides

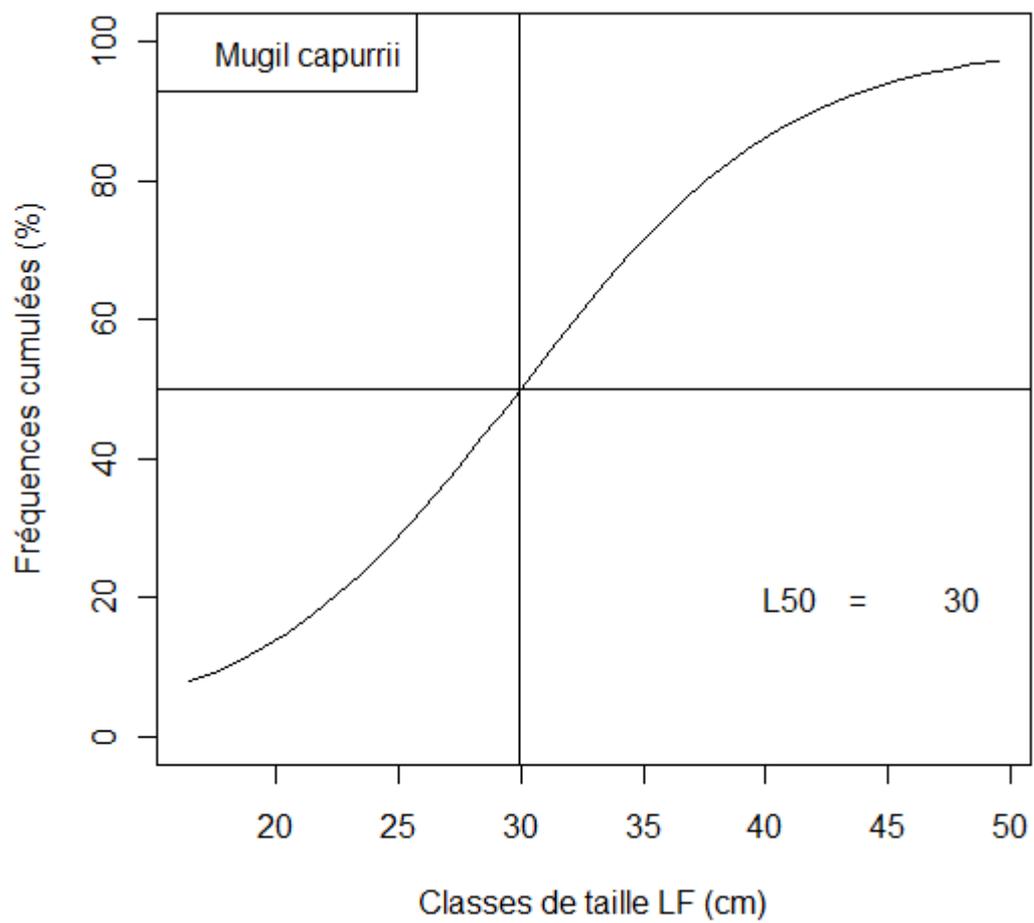
Famille : Pomatomidae

Genre : *Pomatomus*

Espèce : *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766)

Annexe 4 : Détermination de taille de première maturité sexuelle (L_{50})
chez *Mugil cephalus* et *M. capurrii* ; sexes confondus.





LISTE DES ACRONYMES ET ABBRÉVIATIONS

ACP : Analyses à Composante Principale

AFC : Analyses Factorielles de Correspondances

ARE : *Argyrosomus regius*

CAH : Classifications Ascendantes Hiérarchiques

CEP : Cellule d'Etude et de Planification

CPUE : Capture Par Unité d'Effort

CRODT : Centre de Recherche Océanographique de Dakar Thiaroye

CSRP : Commission Sous Régionale des Pêches

CUI : Indice d'Upwelling Côtier

DGEFM : Direction de la Gestion et de l'Exploitation des Fonds Marins (DGEFM)

DITP : Direction des Industries de Transformation de la Pêche

DPC : Direction de la Pêche Continentale

DPM : Direction des Pêches Maritimes

DPSP : Direction de la Protection et de la Surveillance des Pêches

EP : Épervier

EPA : Environmental Protection Agency

FAO : Organisation Mondiale pour l'Alimentation et l'Agriculture

FAC : Filets actifs

FDF : filet dormant de fond

FDS : filet dormant de surface

FFC : filet fixe crevette

FMDF : filet maillant dérivant de fond

FMDS : filet maillant dérivant de surface

FME : Filet maillant encerclant

FPA : Filets passifs

GLM : Modèle Linéaire Généralisé

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

IMROP : Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches

ISRA : Institut Sénégalais de Recherches Agricoles

Lceph: Ligne à céphalopodes

LCS : Ligne casier seiche

LPG : Ligne pirogue glacière

LPO : Ligne poulpe

LR : Ligne rhinobatos

LSM : Ligne simple motorisée

LSNM : Ligne simple non motorisée

LTR : Ligne traine

MCA: *Mugil capurrii*

MCE: *Mugil cephalus*

NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration

OCDE : Organisation de Coopération de Développement Économiques

ONG : Organisations non gouvernementales

PAL : Palangre

PARTAGE : Projet d'Appui à la Gestion de la Pêche Artisanale Transfrontalière

PL : Ligne piroguière

PSA : *Pomatomus saltatrix*

PSM : Pêche sous marine

SP: Senne de plage

SST : Sea Surface Temperature

ST : Senne tournante

TM : Trémail

UE : Union Européenne

UEMOA : Union Économique et Monétaire Ouest-Africaine

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

USEPA: United States Environmental Protection Agency

PUBLICATIONS ET PROJETS DE PUBLICATION

Reproduction of yellow mullet *Mugil cephalus* on Northern Coast of Senegal, West Africa.

Ndour et al. (2013) AACL Bioflux, 6 (5): 439-445.

Abstract. The study of reproductive parameters of *Mugil cephalus* on the Northern Coast (Grande côte) of Senegal was made based on biological sampling between 2010 and 2012. In total, 1587 individuals of size between 11 cm and 58 cm FL were captured. Reproduction was followed by analysis of monthly changes in the gonadosomatic index and sexual maturity stages as well as the determination of the size at first sexual maturity of the species. The monthly changes in the gonadosomatic index and sexual stages of the population of *M. cephalus* indicate an advanced maturation of gonads in December and January, which assumes that the reproduction of *M. cephalus* could begin in December and would be already completed in June because of post-spawning stages (stage ≥ 6) observed during this month. The size at first sexual maturity is estimated at 39 cm FL for males and 42 cm FL for females. This study has contributed to the updating of reproductive parameters of yellow mullet *M. cephalus*. This will strengthen the basis of biological knowledge for the management of the species.

Key Words: Reproduction, *Mugil cephalus*, Grande côte, Senegal.

Diagnosis of exploitation state of *Mugil cephalus* and *Pomatomus saltatrix* stocks using size frequency-based indicators in north coast of Senegal

Ndour et al. (2013) *J. Sci. Halieut. Aquat.*, 6: 194-206.

Abstract

Diagnosis of the status of yellow mullet: *Mugil cephalus* and bluefish: *Pomatomus saltatrix* stocks on the north coast of Senegal is made from three biological indicators: percentage of mature fish, fish percentage of the optimal size and percentage of mega-spawners, using the size frequency of species on a data set from 2004 to 2009. The results indicate overfishing of juveniles (growth overfishing) in *M. cephalus* with lower proportions of sexually mature individuals and mega-spawners from 2004 to 2009. *P. saltatrix* is fully exploited. *M. cephalus* and *P. saltatrix* are caught before reaching sexual maturity. The indicators used in this paper to study the health of yellow mullet and bluefish stocks have noted the relevance of their use in fisheries management. Indeed, these indicators may help preserve of yellow mullet and bluefish stocks, through revising size at first capture based on reference values obtained on the size at first sexual maturity and optimal size in particular.

Keys words: Size frequency; indicators; stocks; diagnosis; exploitation state; Senegal

Study of the diet of two species of Cichlidae in contrasting situation in a West African (Casamance, Senegal) inverse tropical estuary

Ndour et al. (2011) *J. Sci. Halieut. Aquat.*, 4: 120-133.

Abstract

The dam anti-salt of Maka was set up as 1998 on the river Casamance (Senegal) to restore the fresh water conditions for the benefit of the rice production activity of the local populations. It separates two environments of salinity contrasted: a downstream salted part under influence of the inverse estuary and an upstream part of fresh water. The comparative study of the diets of two Cichlidae *Sarotherodon melanotheron heudelotii* and *Tilapia guineensis* living on both sides on the anti-salt dam of Maka was made on the basis of samplings over three different periods in 2006 and 2007: a warm wet season (in October), a cold dry season (in February) and a warm dry season (in May). The diets of both species are approached by a classic method of analysis of the stomach contents by noting the occurrences of preys. Compared with the populations of *S. m. heudelotii* and of *T. guineensis* who live upstream to the dam, those living downstream to the dam present more important occurrences of preys. *S. m. heudelotii* tends to ingest of advantage of plant fragments to the detriment of the mud when the salinity becomes high. On the other hand, *T. guineensis* who has a wider trophic spectrum tends to consume more vase (bivalves) than of plant fragments, when the salinity increases. The comparison of the diets of this two Cichlidae on both sides of the dam shows an evolution of their diets according to the environmental conditions.

Keywords: Diet; Cichlidae; contrasted situation; inverse estuary; Salinity; Casamance; Senegal; Western Africa.

Changes in the trophic structure, abundance and species diversity of an exploited fish assemblage in an artisanal fishery (Northern Coast, Senegal, West Africa)

“For submission”

Abstract

Climate change and high fishing pressure on fish resources are of concern to the scientific community. This work examines trophic dynamics and changes in the abundance index and species diversity in a contrasted environmental and exploitation context. The strong environmental variability and increasing fishing pressure on the Northern Coast (Grande Côte) of Senegal are evident in two contrasting periods: a period of lower artisanal fishing activity characterised by a low sea surface temperature (SST) and a high concentration of chlorophyll a (1990-1999) and a period of higher fishing activity with a high SST and a low chlorophyll a concentration (2000-2009). Fishing data were obtained from artisanal commercial fishing and from scientific fish sampling conducted by the Centre for Oceanographic Research of Dakar Thiaroye (CRODT) on the Northern Coast of Senegal. Environmental data were obtained from satellite observations. The state of the resource was highlighted through a comparison of catch per unit effort, mean trophic levels, biomass trophic spectra and species diversity between two fishing periods. The commercial fishing data show a decrease in the mean trophic level (TL_m), the biomass of high-trophic-level species and the indices of species diversity from 1990 to 2009. The scientific samples show that the abundance index values varied significantly between the two fishing periods. The changes in these indicators were related to fishing pressure and to the combined effects of fishing and environmental factors, with which they were significantly correlated. By furnishing information on the state of the fishery resources, this work contributes to the knowledge of the current state of these resources and of the impacts of artisanal fisheries. By doing so, the work facilitates the rational and sustainable management of fisheries in Senegal.

Keywords: trophic structure, species diversity, ecosystems indicators, fish assemblage, artisanal fishery, Senegal

RÉSUMÉ

L'impact de la pêche et de l'environnement est étudiée à deux niveau d'échelle : au niveau population et au niveau peuplement. Le diagnostic de l'état des stocks de mullet jaune (*Mugil cephalus*) de courbine (*Argyrosomus regius*) et de tassergal (*Pomatomus saltatrix*) sur la côte Nord du Sénégal est réalisé à partir de trois indicateurs biologiques (pourcentage de poissons matures, pourcentage de poissons à la taille optimale et pourcentage des super-reproducteurs) estimés à partir de paramètres de reproduction des espèces, en utilisant les fréquences de taille des espèces sur une série de données allant de 2004 à 2009 ainsi que des données d'échantillonnage biologiques de 2010 à 2012. Au niveau peuplement, la dynamique trophique, l'évolution de l'indice d'abondance et la diversité spécifique sont analysées dans un contexte environnemental et d'exploitation contrastées, par la comparaison de deux périodes pêche dont l'une (1990-1999) est caractérisée par une faible activité de pêche, des températures de surface moyennes (SST) basses et de fortes concentrations en chlorophylle *a* et l'autre (2000-2009) d'une forte activité de pêche, des SST moyennes élevées et de faibles concentrations en chlorophylle *a*. Les résultats obtenus indiquent une surexploitation des juvéniles (surexploitation de croissance) chez *M. cephalus* et *A. regius* avec une baisse des proportions d'individus sexuellement matures et des super-reproducteurs de 2004 à 2009. *P. saltatrix* est pleinement exploité. Ces espèces sont capturés pour la plupart avant même d'atteindre la maturité sexuelle. A l'échelle du peuplement, une diminution du niveau trophique moyen (TL_m), de la biomasse des espèces de haut niveau trophique et des indices de diversité spécifique est notée de 1990 à 2009. Ainsi, le niveau trophique moyen est plus élevé sur la période de faible effort de pêche (1990-1999) que sur celle de fort effort de pêche (2000-2009). Cette dernière période est également caractérisée par une abondance des espèces de bas niveau trophique au détriment des espèces de haut niveau trophique, comparée à la période 1990-1999. Quant à l'indice de diversité de Shannon, il a été plus faible sur la période 2000-2009 que sur celle de 1990-1999. A l'inverse, la dominance (domination de l'espèce *Sardinella aurita*) est plus forte sur la période 2000-2009 que sur celle de 1990-1999. Les variations sur les indicateurs sont liées à la pression de pêche et aux effets combinés de la pêche et des facteurs environnementaux, auxquels, elles sont significativement corrélées. L'état des stocks du mullet jaune, de la courbine et du tassergal exprimée par les indicateurs utilisés, reflètent la pertinence de leur utilisation dans la gestion des pêcheries. Par conséquent, ces indicateurs pourront contribuer à la préservation de ces stocks, à travers la révision de la taille de première capture sur la base des valeurs de référence obtenues sur la taille à la première maturité sexuelle et sur la taille optimale en particulier. Bref, en donnant une information sur l'état des ressources halieutiques, ce travail contribue à la connaissance de l'état actuel des ressources halieutiques et des impacts des pêcheries artisanales en particulier et de l'environnement, au profit d'une gestion rationnelle et durable des pêcheries au Sénégal.

FISHING AND ENVIRONMENTAL EFFECTS ON THE STATE OF FISH ASSEMBLAGE ON THE NORTHERN COAST OF SENEGAL

ABSTRACT

The impact of fishing and the environment is studied at two scale levels: the population level and the community level. The diagnosis of yellow mullet (*Mugil cephalus*), of croaker (*Argyrosomus regius*) and of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) state on the northern coast of Senegal is made from three biological indicators (percentage of mature fish, percentage of fish at the optimum size and percentage of mega-spawners) estimated from the species reproduction parameters, using species size frequencies on a data set from 2004 to 2009 and biological samplings data from 2010 to 2012. On community level, trophic dynamics, the index of abundance evolution and species diversity is analyzed in an environmental and exploitation contrast context by comparing two fishing periods, one of which (1990-1999) is characterized by low fishing activity, low mean surface temperature (SST) and high chlorophyll *a* concentrations and the other (2000-2009) of high fishing activity, high mean SST and low chlorophyll *a* concentrations. The results indicate overexploitation of juveniles (over-growth) in *M. cephalus* and in *A. regius* with lower proportions of sexually mature individuals and mega-spawners from 2004 to 2009. *P. saltatrix* is fully exploited. The species are mostly caught before they reach sexual maturity. At the community level, a decrease in the mean trophic level (TL_m), the biomass of high trophic level species and species diversity indices was recorded from 1990 to 2009. Thus, the mean trophic level is higher in the period of low fishing effort (1990-1999) than that of high fishing effort (2000-2009). This latter period is also characterized by an abundance of species of low trophic level species at the expense of high trophic level species, compared to the period 1990-1999. As for the Shannon diversity index, was lower in the period 2000-2009 than that of 1990-1999. In contrast, the dominance (dominance of the species *Sardinella aurita*) is higher in the period 2000-2009 than that of 1990-1999. Variations on indicators related to fishing pressure and the combined effects of fishing and environmental factors that they are significantly correlated. Status of yellow mullet, croaker and bluefish stocks expressed by indicators, reflect the relevance of their use in the management of fisheries. Therefore, these indicators can contribute to the conservation of these stocks through the revision of the size at first catch on the basis of reference values obtained on the size at first maturity and the optimal size in particular. In short, by providing information on the state of fishery resources, this work contributes to the knowledge of the current state of fisheries resources and the impacts of artisanal fisheries in particular and the environment, in favor of a rational and sustainable management of fisheries in Senegal.

Discipline : Sciences Halieutiques et Aquacoles

Mots clés: Tailles - Reproduction - Structure trophique - Diversité spécifique - Indicateurs - Poissons - Pêche - Environnement - Sénégal

IUPA UER 207, École doctorale - Sciences de la Vie, de la Santé et de l'Environnement - UCAD, B.P. 5005 Dakar-Fann, Sénégal