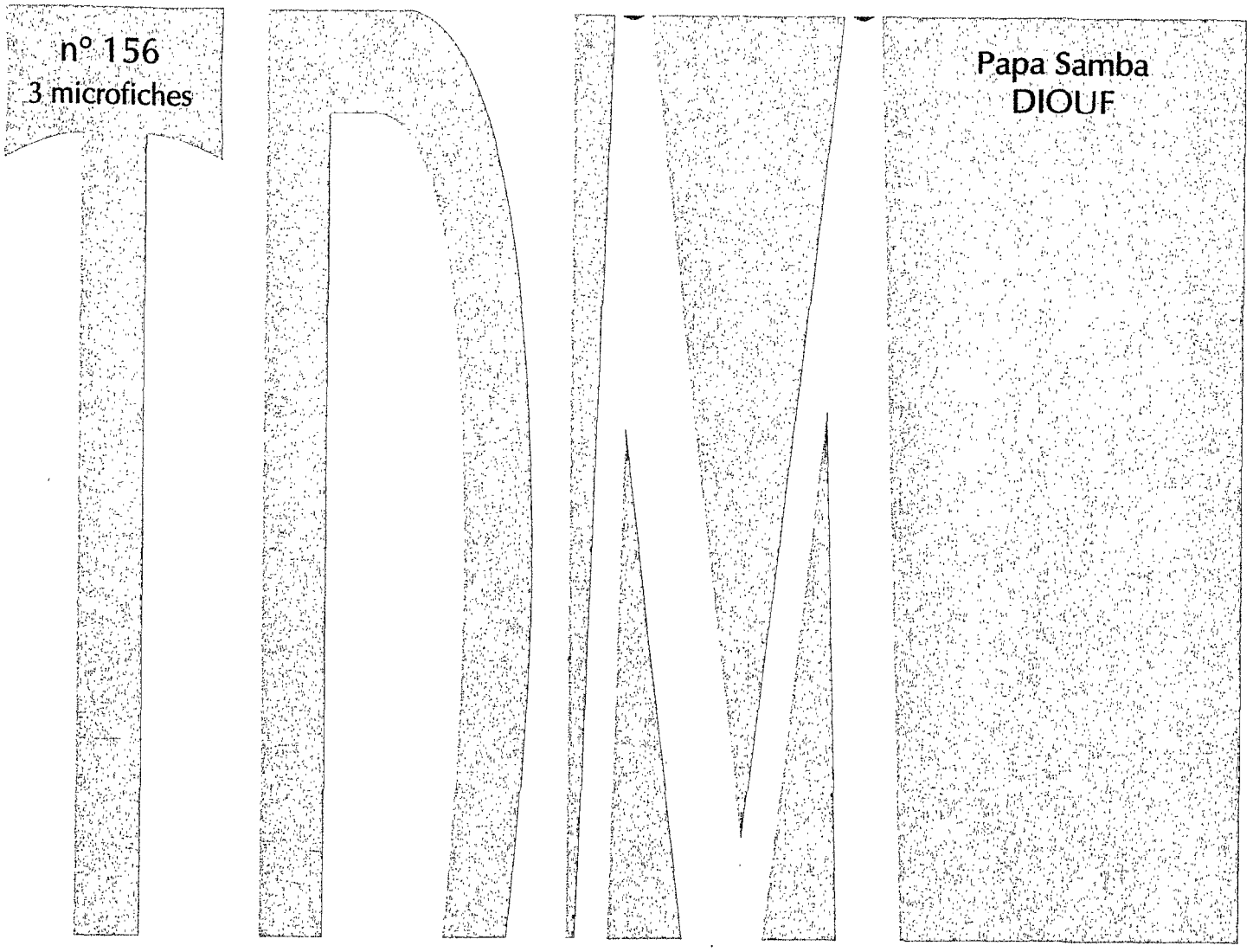
n° 156
3 microfiches

Papa Samba
DIOUF



Thèses et documents microfichés

Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest :

L'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum.

Fonds Documentaire ORSTOM
010011436

ORSTOM
éditions

THESE

présentée à

l'UNIVERSITE DE MONTPELLIER II

pour l'obtention du Diplôme de **DOCTORAT**

SPECIALITE : Biologie des populations et écologie
FORMATION DOCTORALE : Biologie de l'évolution et écologie
ECOLE DOCTORALE : Biologie des systèmes intégrés

par

Papa Samba DIOUF

LES PEUPLEMENTS DE POISSONS DES MILIEUX ESTUARIENS DE L'AFRIQUE DE L'OUEST : L'EXEMPLE DE L'ESTUAIRE HYPERHALIN DU SINE-SALOUM

Soutenue le 29 avril 1996

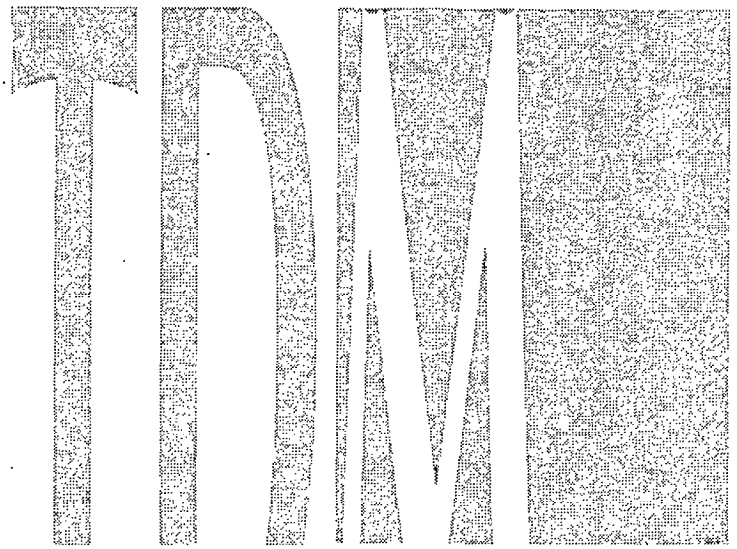
devant le Jury composé de MM

G. LASSERRE Professeur, UM II, Montpellier	Directeur de Thèse
J.-J. ALBARET Directeur de Recherche, ORSTOM, Montpellier	Directeur de Thèse
C. LEVEQUE Directeur de Recherche, ORSTOM, Paris	Rapporteur
R. GALZIN Professeur, EPHE, Perpignan	Rapporteur
J.-L. BOUCHEREAU, Maître de Conférences, UM II, Montpellier	Examinateur

Fonds Documentaire ORSTOM
Cote : A * 8130 Ex : 2

n° 156

3 microfiches



Thèses et documents microfichés

Orstom, l'Institut français de recherche scientifique
pour le développement en coopération

La loi du 1er juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1er de l'article L. 122-4).
Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© ORSTOM éditions 1996, Paris

ISSN : 0767-922X
ISBN : 2-7099-1340-2

Je dédie cette thèse à :

- Ma femme Bernadette DIOUF et à mes enfants Agnès, Bouba et Penda ;
- Mes parents Babacar Sedikh DIOUF et Gnilane NDIAYE ;
- Jean-Jacques, Janine, Vanessa et Thomas ;
- Itaf Dème-Gningue, Ibrahima Gningue, Ndèye Anta, Khadidja ;
- Monique, Yanick et Loïc ;
- Daniel Guiral, Annie, Arnaud et Lionel

Remerciements

Je tiens tout particulièrement à exprimer toute ma gratitude à Jean-Jacques ALBARET, Directeur de Recherche à l'ORSTOM, qui a co-dirigé cette thèse. Je loue ici votre grande connaissance de la bio-écologie des poissons des milieux estuariens et lagunaires tropicaux, votre intelligence, votre compétence, votre disponibilité et vos qualités de meneur d'hommes. Sans votre aide, cette thèse n'aurait pas pu être soutenue en France. Du fond du cœur, je vous dis merci.

J'ai eu l'honneur et le plaisir d'avoir comme co-directeur de thèse le Professeur Gérard LASSERRE, un homme fin. Vos grandes connaissances, votre longue expérience de direction de thèses ont été d'une grande utilité pour moi. J'ai particulièrement aimé votre manière de formuler vos corrections par des questions, des suggestions. J'ai été à chaque fois impressionné par ce que je découvrais en essayant de trouver une réponse à vos questions. Merci.

Aux membres du jury, qui ont bien voulu juger ce travail j'exprime ma gratitude.

C. LEVEQUE, je vous prie de trouver ici, l'expression de toute mon admiration déférente. Je vous remercie d'avoir contribué à l'amélioration de cette thèse par vos suggestions.

J'adresse mes sincères remerciements au Professeur, R. GALZIN, Directeur des études de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes de Perpignan, pour avoir, par ses corrections, contribué à une amélioration notable de la qualité de cette thèse.

J-L. BOUCHEREAU, j'ai particulièrement apprécié nos discussions. Je ressortais toujours de votre bureau la tête pleine d'idées. Votre grande connaissance des lagunes méditerranéennes et de la bio-écologie des poissons lagunaires ont apporté un éclairage nouveau à ma façon d'aborder les peuplements de poissons. Je vous remercie pour vos corrections.

A la Direction de l'ORSTOM, qui m'a accordé un contrat de formation-insertion pour cette thèse, j'adresse mes plus vifs remerciements. Je tiens à remercier personnellement P. MATHIEU et J-Y GAC (qui assurait l'intérim du Représentant de l'ORSTOM au Sénégal) qui n'ont ménagé aucun effort pour que j'obtienne un contrat-formation insertion. A ces remerciements, j'associe A. FONTANA, ancien Directeur du Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT) et ancien Représentant de l'ORSTOM au Sénégal à qui je dois beaucoup.

J'adresse à la Direction Générale de l'Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (l'ancienne : M. LY et M. SECK ; la nouvelle M. FAYE et M. NDIAYE) et du Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (M. TOURE et M. DIOUF) mes remerciements pour m'avoir permis d'aller terminer ma thèse au centre ORSTOM de Montpellier.

Je suis heureux de pouvoir remercier F. LALOË d'avoir bien voulu me recevoir au Laboratoire HEA (Halieutique et écosystèmes aquatiques). Je te suis infiniment reconnaissant d'avoir guidé mes premiers pas en statistique il y a de cela près de dix ans. Mon « serigne[1] » GENSTAT j'espère que tu as pardonné la trahison du « talibé[2] » GENSTAT qui est passé à SAS et à ADE. Ta compétence, ta clairvoyance, ta simplicité et ta gentillesse m'ont toujours impressionné.

A ITAF, ma petite sœur, et à toute son équipe, j'exprime mes plus vifs remerciements, pour leur aide et la qualité de leur travail. Plus qu'une collaboratrice, Itaf, tu as été une sœur, une amie, une complice. Merci pour les excellents « thiébou Djeune[3] » que tu nous préparais sur le terrain, preuve qu'on peut être à la fois excellent chercheur et bonne cuisinière[4]. Merci d'avoir corrigé la partie environnement de cette thèse. Ta contribution à cette thèse est considérable.

A toute la formidable et sympathique « équipe Sine-Saloum » (ITAF, KEBE, CHEIKH, LIMALE, BOUSSO, DJIM, TOURE, PETIT, LY, KALI, VIDY, CHARLES-DOMINIQUE, JEAN-JACQUES, JEAN FRANÇOIS, SEBASTIEN, ANIS, AISSATOU, SENE, DIADHIOU, EDOUARD, CESAR, BAYE, ISMAILA, THIERNO, DIOP) du Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye, compagnons des missions de terrain, j'adresse mes remerciements pour leur aide.

A toute l'équipe de pêche (MBENGUE, FODE, MANSOUR, THOMAS, ADAMA, DAOUDA, MAMADOU, MALANG, DIOUF), j'exprime ma reconnaissance infinie. Votre compétence, votre sérieux au travail et votre connaissance des écosystèmes aquatiques ont beaucoup apporté à cette thèse.

Ah ! Monique SIMIER, mon adorable Prof de stat, que serait cette thèse sans toi ? Je suis heureux de pouvoir à travers ces quelques lignes te témoigner toute mon admiration, mon estime et mon affection. Ta compétence, ta disponibilité, ta patience et ta gentillesse m'ont fortement marqué. Ton aide a été inestimable.

---

[1] Maître en Ouolof (ethnie du Sénégal)

[2] Disciple en Ouolof (ethnie du Sénégal)

[3] Plat national du Sénégal, riz au poisson.

[4] Au véritable sens du terme et non au sens de l'équipe du Sine-Saloum.

Grâce à toi, je ne considère plus les statisticiens comme des mutants de l'espèce *Homo sapiens* créés pour faire de petites misères aux biologistes, mais plutôt comme des êtres sympathiques et fort utiles.

Daniel GUIRAL, je te suis éternellement reconnaissant pour l'intérêt que tu as témoigné pour ce travail. Ta vision systémique, ta pluridisciplinarité, ton ouverture d'esprit et ta rigueur scientifique ont été d'un grand secours pour moi. Tes corrections ont toujours été pertinentes. Je t'adresse mes plus sincères remerciements.

Cher ECOUTIN, il m'est fort agréable de t'adresser mes plus vifs remerciements pour le soutien à la fois scientifique et moral que tu n'as cessé de me prodiguer. Ta gentillesse et ta clairvoyance font de toi un ami irremplaçable. Comme Jean-Jacques, Jean Marc ECOUTIN « y a pas son deux » comme disent nos amis ivoiriens.

Jacques LEMOALLE, ta profonde connaissance des écosystèmes aquatiques africains m'ont beaucoup aidé à comprendre le fonctionnement de l'estuaire du Sine-Saloum. J'ai particulièrement apprécié ton soutien aussi bien scientifique que moral. Auprès de toi, j'ai toujours trouvé une oreille attentive. Merci d'avoir corrigé le chapitre sur l'environnement.

A. SOUMARE, pour l'amitié et le soutien moral que tu m'as offerts, je te remercie infiniment. J'ai été impressionné par ton ardeur au travail, ton intelligence et ta piété.

A toi Nicolas PECH, ami et collègue stagiaire, je dis merci pour ton aide en statistique et ton soutien moral de tous les jours. Je loue ta compétence, ta discrétion et ta gentillesse.

Il m'est agréable d'exprimer ma gratitude au Professeur Salif DIOP du département de géographie de l'université Cheikh Anta DIOP de Dakar, qui a bien voulu lire le chapitre environnement de cette thèse. J'ai toujours admiré ta connaissance des écosystèmes de mangrove et ta simplicité.

Je tiens du fond du cœur, à remercier Barabara CHOLLET responsable du fonds documentaire du HEA (Halieutique et écosystèmes Aquatiques) pour toute l'aide technique, Oh ! combien précieuse et variée que tu m'as apportée. J'admire ta compétence, ton goût du travail bien fait et ton sens de l'esthétique. J'ai beaucoup apprécié ton soutien moral.

A tous mes collègues du Centre Océanographiques de Dakar-Thiaroye, et particulièrement ceux qui par leurs lettres, leurs messages électroniques, n'ont cessé de me soutenir j'exprime ma profonde gratitude (ALASSANE, ANIS, BA, BADOU, BAKHAYOKHO, BASSIROU, BIRANE, BOUSSO, CHARLES-DOMINIQUE, CHEIKH, DEME, DIADHIOU, DIAFARA, DIAGNE, DIALLO, DIAMANKA, DIARIETOU, DIEYE, DJIBY, FATOU, FLORENT, ITAF, MANE, MARIAMA, MOUSSA, NDEYE, NDIAYE, RAMA, RAMADAN, SENE, SEYNABOU, SODA, SOW, SYLLA, TAÏB, THIAM, VIDY et tous ceux que je n'ai pas cités.)

A tous les collègues de l'ORSTOM et en particulier du HEA et du LEA qui m'ont témoigné leur sympathie et/ou qui m'ont aidé dans ce travail (BOUVY, CATANZANO, CASTELLA, CHABOUD, CHAUVEAU, CORMIER, CURY, DEMARCQ, DOMALAIN, FINOT, GAERTNER, GASTELU, LEGENDRE, KARINE, LEFUR, LERICOLLAIS, LEVANG, LEVENEZ, MILVILLE, LHOMME, LUNES, MOREAU, PARISELLE, PASCAL, STRETTA, SUISSE DE SAINTE CLAIRE, THIPPAWAL, TRAISSAC) je dis merci.

A tous mes amis de Montpellier et d'ailleurs , qui m'ont aidé à supporter la nostalgie du Sénégal et l'éloignement de ma famille (NICOLAS, ROKIA, ARAME, OLIVIER, THIERNO, BAMBA, EL HADJ, IBOU, SEYDOU, CLAIRE, NGUINGUIRI, HELENE, MAIMOUNA, OUMAROU, MONIA, CAROLINE, NOHINE, ASTOU, BASSEL, MAURICIO, PAULO, NELLY, YATOU et à toute la famille DIOP de Foundiougne...) j'exprime ma gratitude.

A tous les agents de la Direction de l'Océanographie et des Pêches Maritimes et en particulier à M. DIOUF de Foundiougne, j'adresse mes plus vifs remerciements.

Aux Directeurs (ancien : M. NDIAYE et actuel : M. DIOUF), à tout le personnel du centre de pêche de Missirah (DIONE, AÏCHA, DIOP, DIOUF, MBENGUE...) sans qui ce travail n'aurait peut-être pas été possible, j'adresse toute ma reconnaissance.

A Daniel LEUNG TACK, à qui je dois ma carrière de chercheur, à Pierre Pol VINCKE et Louis LE RESTE qui ont guidé mes premiers pas dans la recherche, j'exprime ma reconnaissance éternelle.

Résumé

Le déficit pluviométrique qui sévit dans le Sahel depuis plusieurs décennies, combiné à une forte évaporation et à une faible pente de la partie aval de l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal) a été à l'origine de l'inversion du gradient de salinité et de son corollaire l'hyperhalinité.

Deux questions essentielles se posent. Ces modifications de l'environnement, et en particulier la sursalure, ont-elles eu un effet négatif sur les ressources halieutiques ? Ont-elles modifié les fonctions écologiques fondamentales de l'estuaire : nourricerie, zone de reproduction pour certaines espèces, enrichissement du milieu côtier ?

Une approche comparative avec d'autres milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest a permis de constater que malgré l'hyperhalinité, les biomasses et la richesse spécifique des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum sont relativement élevées.

Par ailleurs, il est apparu que toutes les fonctions écologiques de l'estuaire sont encore convenablement assurées, à l'exception de l'enrichissement du milieu côtier adjacent, à cause de l'absence de crue et d'une forte diminution des apports d'eau douce.

En raison de la forte plasticité éco-physiologique de la majorité des espèces qui constituent l'ichtyofaune et de l'absence d'un phénomène déstructurant majeur des peuplements tel que la crue, l'hétérogénéité spatiale, la variabilité temporelle et l'effet des facteurs de l'environnement sur les poissons sont relativement faibles.

Mots-clés : Peuplements de poissons - Estuaire - Hyperhalinité - Afrique de l'Ouest - Variabilité temporelle - Hétérogénéité spatiale - Facteurs de l'environnement.

Abstract

The Fish communities of West African estuaries : the example of the Sine-Saloum hyperhaline estuary.

The combined effects of the drought in the Sahelian region, together with an intense evaporation and the weakness of the slope of the estuary watershed resulted in the inversion of the salinity gradient and overall hypersalinity.

These environmental changes led to two main questions : did these modifications act negatively on fisheries resources ? Did they disturb the main ecological functions of the estuary : nursery, reproduction area for some species, enrichment of coastal zones.

A comparison with other West African estuaries and lagoons showed that fish biomass and specific richness of fish communities remained relatively high.

Furthermore, it turned out that all the ecological functions of the estuary were still maintained, except for the enrichment of the coastal zones because of the absence of a flood and a great decrease of fresh water outflows.

Spatial heterogeneity, temporal variability and effects of environmental factors on fish communities were low as a consequence of eco-physiological plasticity of species and of the absence of a major destructuring factor (such as flood season) on the fish communities.

Key words : Fish communities - estuary - hypersalinity - West Africa - temporal variability - spatial heterogeneity - environmental factors.

Sommaire

Pages

Introduction 1

1.- Les peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires (MEL) : synthèse 5

1.1.- Rôle fonctionnel des variations temporelles et de l'hétérogénéité spatiale de l'environnement 6

1.2.- Importance des interactions biologiques 8

1.3.- Stratégies adaptatives 9

1.3.1. Stratégies reproductives 10

1.3.2. Stratégies d'occupation de l'espace 11

1.3.3. Stratégie d'utilisation des ressources 12

1.4.- Controverse sur la richesse et la diversité spécifiques 12

1.5.- Paradigme de la forte productivité des MEL 14

1.6.- Fonctions écologiques des MEL 16

1.6.1. Nourriceries estuariennes et alternatives 16

1.6.2. Estuaire - dépendance 18

1.6.3. Exportation de matière organique (d'énergie) 19

1.7.- Les différentes approches et les lacunes de l'écologie des peuplements de poissons des MEL 21

Discussion 22

2.- L'environnement estuarien du Sine-Saloum 27

2.1.- Géographie et géologie de l'estuaire 27

2.1.1. Cadre géographique 27

2.1.2. Formation du complexe estuarien du Sine-Saloum 29

2.1.3. Hydrographie et bathymétrie 30

2.1.4. Sédimentologie 33

2.2.- L'évolution climatique et son impact 35
2.2.1. Le climat du Sine-Saloum 35
2.2.2. Les changements climatiques et leurs impacts 39
2.3.- Particularités hydrologiques et hydrodynamiques 41
2.3.1. Le fonctionnement inverse de l'estuaire 41
2.3.2. La sursalure 43
2.3.3. Variations de la transparence de l'eau 49
2.3.4. Variations des températures de l'eau 54
2.3.5. Facteurs structurants de l'hydroclimat estuarien 56
2.3.6. Le seston 63
2.3.7. Les mécanismes d'enrichissement trophique 63
2.4.- Caractéristiques de l'environnement biologique 72
2.4.1. L'environnement végétal 72
2.4.2. Caractéristiques générales de la faune 78
2.5.- Zonation écologique 82
2.6.- Les hommes et le milieu 86
2.6.1. Les hommes 86
2.6.2. Les activités humaines 87
Discussion 91

3.- Définition d'un protocole d'échantillonnage 96
3.1.- Choix d'une stratégie d'échantillonnage 96
3.2.- Choix d'un engin de pêche et d'un effort d'échantillonnage 98
3.3.- Autres sources d'informations 107
3.4.- Descripteurs biologiques 109
3.5.- Descripteurs de l'environnement 109

4.- L'ichtyofaune de l'estuaire du Sine-Saloum 111
4.1.- Inventaire 111
4.2.- Description d'une espèce nouvelle 121

4.2.1. Analyse discriminante sur les mesures morphométriques des mulets 121
4.2.2. Description de l'espèce nouvelle 123
4.3.- Comparaison de l'ichtyofaune du Sine-Saloum avec celles des milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest 123
4.3.1. Composition spécifique 127
4.3.2. Comparaison de biomasses avec d'autres MEL de l'Afrique de l'Ouest 140
Discussion 141

5.- Caractéristiques biologiques générales 144
5.1.- Méthodes d'étude 144
5.2.- La reproduction 147
5.2.1. Importance de la reproduction dans l'estuaire 147
5.2.2. Variations spatio-temporelles 151
5.2.3. Taille de première maturation sexuelle 154
5.3.- Structure en taille 157
5.4.- Régimes alimentaires 165
5.4.1. Composition 165
5.4.2. Variations spatiales et saisonnières des structures trophiques 169
5.4.3. Les réseaux trophiques 175
Discussion 177

6.- Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons 180
6.1.- Méthodes 180
6.2.- Caractérisation des peuplements par des indices synthétiques 181
6.2.1. Variations spatiales 181
6.2.2. Variations temporelles 186
6.3.- Variations spatio-temporelles des peuplements- Approche par analyses multivariées 186
6.4.- Permanence des structures spatio-temporelles 199
6.5.- Poids relatifs des dimensions temporelle et spatiale dans la variabilité de la structure des peuplements 202
Discussion 206

7.- Effet des facteurs de l'environnement sur la structuration des peuplements de poissons 209

7.1.-Méthodes 209

7.2.- AFCVI sur l'ensemble des données (incluant les stations 28 et 31 situées dans la zone extrême amont du Saloum) 210

7.3.- AFCVI sur les données de l'échantillonnage standard 213

Discussion 217

Conclusion 223

Bibliographie 230

Annexes 267

Introduction

Introduction

Cette étude sur les peuplements des poissons de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum (Sénégal), s'inscrit dans le cadre d'un programme[1] de recherches pluridisciplinaires mené conjointement par le Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT) et l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM) avec la collaboration du Laboratoire d'Hydrobiologie Marine et Continentale de l'Université Montpellier II (UM II). Elle s'intègre dans une stratégie plus globale dont l'objectif est la compréhension du fonctionnement des milieux estuariens et lagunaires (MEL) de l'Afrique de l'Ouest. Ce programme intitulé « système-pêche » de l'estuaire du Sine-Saloum (Diouf et Albaret, 1991), comportait quatre grands volets :

- l'environnement physico-chimique,
- les ressources (biologie et écologie des poissons et des crevettes),
- l'exploitation des ressources,
- l'aménagement et la mise en valeur des ressources.

Cette thèse porte sur le volet ressources qui est un des éléments-clés de ce programme de recherches.

Jadis peu étudiés, les estuaires sont aujourd'hui l'objet d'un intérêt scientifique croissant lié d'une part au développement des activités humaines (pêche, aquaculture, aménagements hydro-agricoles, tourisme...) dont ils sont le siège (Albaret et Ecoutin, 1990 ; Albaret et Diouf, 1994), d'autre part à la prise de conscience de l'importance des fonctions écologiques et économiques de ces écosystèmes (Day *et al.*, 1952 ; Moore *et al.*, 1970, Odum and Head, 1975 ; Wallace and Van der Elst, 1975 et Warburton, 1978).

Dans les milieux intertropicaux, de nombreuses études généralement pluridisciplinaires ont été menées dans les estuaires, notamment en Afrique du Sud (Day *et al.*, 1952 ; Day, 1981 ; Mepham, 1987), en Afrique de l'Ouest (Le Reste *et al.*, 1986 ; Diouf et Albaret, 1991), dans le golfe du Mexique (Odum and Heald, 1975 ; Day and Yanez-Arancibia, 1982). En raison de l'importance nutritionnelle et économique du poisson, l'ichtyologie a été le domaine le plus fréquemment abordé ; d'abord par des études faunistiques et systématiques (Svensson, 1933 ; Daget, 1960 ; Daget et Iltis, 1965...) puis par des travaux sur la biologie et/ou l'écologie d'espèces ou de groupes d'espèces (Blaber, 1977 ; Albaret et Gerlotto, 1976 ;

[1] Le doctorant est l'un des deux initiateurs de ce programme.

Payne, 1978...). L'étude des peuplements[2] de poissons est plus récente (Warburton, 1978 ; Amezcua-Linares and Yanez-Arancibia, 1980 ; Blaber and Blaber, 1980 ; Horn and Allen, 1985 ; Chao *et al.*, 1985 ; Whitfield, 1990 ; Albaret, 1994 ; Baran, 1995...).

L'estuaire du Sine-Saloum draine une des régions les plus peuplées du Sénégal (un sixième de la population du pays soit 1 500 000 habitants pour une superficie d'environ 10 %). Pour ces populations, les ressources halieutiques sont d'une importance capitale puisqu'elles constituent la principale source de protéines animales (plus de 90 % dans certaines îles). Elles sont également la principale source de revenus officiellement reconnus (la contrebande avec la Gambie non comprise) à la suite du déclin de l'agriculture. Or, depuis environ quatre décennies, on assiste à une augmentation considérable de la salinité consécutive au déficit pluviométrique qui sévit dans la région. Parallèlement, pour des raisons qu'il conviendra de rechercher, mais qui vraisemblablement ne sont pas uniquement liées à cette évolution de l'environnement (problèmes de débouchés pour les produits halieutiques, émigrations des pêcheurs...), les captures de poissons ont fortement diminué depuis une quinzaine d'années passant de plus de 30 000 t à 10 000 t (Diouf *et al.*, 1991).

Par ailleurs, le gouvernement sénégalais a clairement affirmé sa volonté politique d'accélérer le développement économique et social des zones drainées par l'estuaire du Sine-Saloum. Le secteur de la pêche est spécialement concerné (Diouf et Albaret, 1991 ; Kébé, 1994).

En outre, la partie aval de l'estuaire est classée Parc National. Ce Parc National des îles du Saloum abrite une faune aquatique très diversifiée et des populations extrêmement abondantes d'oiseaux piscivores (Dupuy et Verschuren, 1982 ; Ndaw, 1985 ; Rockefeller, 1987).

Le développement du secteur halieutique et la gestion d'un Parc National doivent s'appuyer sur des bases scientifiques fiables et actualisées (et ce d'autant plus qu'ils partagent en partie le même espace). Ces bases en ce qui concerne le Sine-Saloum, faisaient défaut jusqu'à présent. Cette étude est donc largement motivée par des préoccupations de gestion des ressources halieutiques et de conservation de l'environnement.

---

[2] Le peuplement est un ensemble plurispécifique délimité en fonction de la problématique choisie. Il ne s'agit pas de simples collections d'espèces, mais de systèmes de populations interconnectées ou susceptibles de l'être (Barbault, 1992).

En plus de ces motivations sociales, économiques et de conservation de l'environnement, le Sine-Saloum présente l'intérêt scientifique d'être un estuaire inverse[3] (Barusseau *et al.*, 1985b) et ceci depuis fort longtemps (Pages and Citeau, 1990). Son étude, après celle de la Casamance au Sénégal devenue récemment hyperhaline (Albaret, 1987 ; Pandare et Capdeville, 1986), des estuaires « normaux » de la Gambie en République gambienne (Dorr *et al.*,1985) et de la Fatala en Guinée (Baran, 1995), d'une ria (le Rio Buba) en Guinée Bissau (Dème *et al.*, 1994 ; Kromer, 1994), de l'estuaire barré du fleuve Sénégal (Diouf et Bousso, 1988 ; Reizer, 1974 et 1988 ; Diouf *et al.*, 1991) et de la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire (Albaret, 1994), permettra de compléter la gamme de situations écologiques rencontrées dans les MEL de l'Afrique de l'Ouest et par suite contribuera à une meilleure connaissance de leur fonctionnement.

De surcroît, l'estuaire du Sine-Saloum, offre à lui seul, sur une superficie relativement restreinte, une grande diversité de situations environnementales et biologiques, en particulier par l'existence de trois bras principaux, le Bandiala, le Diomboss et le Saloum. En outre le Sine-Saloum présente un réseau hydrographique très dense avec des multitudes de chenaux de toutes tailles, interconnectés et bordés ou non de mangroves suivant les cas. De plus, du fait du relief très plat, de vastes superficies sont exondées à chaque marée basse. Il apparaît ainsi que ce milieu se caractérise par une diversité d'habitats bien contrastés. Ce qui en fait un lieu privilégié pour entreprendre des études sur l'écologie et la biologie des peuplements de poissons.

Les objectifs de cette étude sont fondamentalement ceux de toute étude en écologie, à savoir, contribuer - dans notre cas au niveau de l'ichtyologie - à la connaissance de l'organisation et du fonctionnement des écosystèmes. En particulier, on cherchera à préciser quels sont les facteurs environnementaux ou biotiques qui régissent la nature et la structure des peuplements, la répartition et l'abondance des espèces, leurs cycles de reproduction.

La question fondamentale qui se pose en terme d'exploitation est de déterminer l'incidence de l'hyperhalinité sur les ressources halieutiques. Sur le plan écologique, un point essentiel à aborder, est de vérifier si malgré l'accroissement de la salinité, l'estuaire remplit toujours ses fonctions habituelles (nourricerie, zone de reproduction pour certaines espèces, dépendance estuarienne, enrichissement du milieu côtier adjacent).

---

[3] La notion d'estuaire est définie à la section 2.3.1.

Afin de resituer cette étude dans le cadre plus général de la problématique théorique et conceptuelle de l'écologie des peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires, une synthèse des connaissances sur ce sujet a été réalisée (chapitre 1). Cette dernière a fait apparaître la nécessité de bien connaître les paramètres mésologiques pour prétendre appréhender la dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons. Ceci justifie l'étude détaillée de l'environnement estuarien entreprise dans ce travail (chapitre 2).

La complexité structurale de l'estuaire du Sine-Saloum, nous a incité à concevoir un échantillonnage stratifié tenant compte de la diversité des habitats (chapitre 3).

Par une approche comparative avec les milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'ouest, nous tenterons d'étudier les modifications de la structure des peuplements dues à la sursalure (chapitre 4). Ceci permettra une meilleure compréhension de la dynamique spatio-temporelle (Chapitre 6) qui sera abordée après l'étude de la biologie des peuplements (reproduction, structure en taille et régimes alimentaires) (chapitre 5). En effet ces études biologiques sont indispensables pour pouvoir interpréter convenablement l'évolution dans le temps et dans l'espace des peuplements de poissons. Enfin seront abordés les relations entre facteurs de l'environnement et peuplements (chapitre 7).

1

Les peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires : synthèse

1.- Les peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires : synthèse.

L'étude des peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires (MEL), relativement récente, a véritablement débuté il y a un peu plus de trois décennies. Utilisant, surtout à ses débuts, des méthodes et des concepts empruntés à l'écologie marine et fluviale, elle repose sur des paradigmes et des théories dont peu ont été confirmés par les recherches en cours (Weinstein, 1982 ; Yanez-Arancibia, 1985).

Il nous a paru intéressant d'analyser, les principales idées et tendances de l'écologie des peuplements de poissons à la lumière des récents et nombreux travaux réalisés principalement en Afrique du Sud, en Afrique de l'Ouest, en Australie, en Europe, en Asie, au Mexique et aux USA.

Les fortes fluctuations des paramètres physico-chimiques dans les estuaires et les lagunes (Lasserre, 1977 ; Day *et al.*, 1989), ont souvent focalisé l'attention des chercheurs. Ceci explique, en partie, la primauté accordée au rôle fonctionnel des variations temporelles et de l'hétérogénéité spatiale de l'environnement dans la structuration de ces écosystèmes. L'étude de l'importance des interactions biologiques, comme facteur susceptible d'influer sur l'organisation des communautés de poissons a ainsi été peu abordée.

Par ailleurs, le stress dû à la forte variabilité du milieu (Deegan and Thompson, 1985 ; Whitfield, 1994a) laisse présager le développement de stratégies adaptatives particulières par les organismes capables de vivre dans les MEL. Parmi ces stratégies, la migration qui est très utilisée par les poissons, par l'ambiguïté qu'elle introduit sur l'appartenance des espèces amphibiotiques aux MEL ou aux milieux marin et fluvial, est à l'origine d'une controverse sur la richesse et la diversité spécifiques (Cf. section 1.4).

En outre si le paradigme de la forte productivité des MEL est largement accepté, les fonctions qui sont souvent attribuées aux estuaires et aux lagunes ainsi que certains concepts corollaires sont très contestés. Contestation, qui est à mettre en relation d'une part avec la diversité des approches et d'autre part avec les lacunes de l'écologie des peuplements de poissons.

1.1.- Rôle fonctionnel de la variabilité temporelle et de l'hétérogénéité spatiale de l'environnement.

La composition spécifique et la structure des peuplements de poissons à un endroit donné sont le résultat de l'action d'une série de filtres écologiques (Wootton, 1992). Parmi ces derniers, les facteurs abiotiques semblent jouer un rôle crucial dans les estuaires et les lagunes, milieux considérés physiquement contrôlés (Lasserre, 1977 ; Day et Yanez-Arancibia, 1985 ; Amanieu *et al.*, 1989).

Les variations des paramètres de l'environnement le plus souvent évoqués pour expliquer la répartition et l'abondance de l'ichtyofaune (adultes et juvéniles) dans les estuaires sont multiples (Marais, 1988). L'examen de quarante-six études réalisées dans les milieux estuariens et lagunaires (MEL) montre que la turbidité (dans 75 % des cas) est un des facteurs structurants des peuplements de poissons les plus fréquemment retenus, suivi de la salinité (58 %) et de la température (40 %). Viennent ensuite la richesse trophique (30 %), la nature des sédiments (24 %), la profondeur (20 %), la turbulence (12 %), le courant (11 %) et enfin l'oxygène (10 %).

Toutefois, bien qu'une grande variété de facteurs structurants soit généralement considérée, un examen approfondi de leurs corrélations montre que les principaux sont la turbidité, la salinité et la température ; les autres n'étant souvent que des co-variables (McLusky, 1993).

Les MEL sont caractérisés par une forte hétérogénéité spatiale et une grande variabilité temporelle de la distribution des paramètres de l'environnement (Perkins, 1974 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Day *et al.*, 1989 ; Wootton, 1992). Les fluctuations des variables de l'environnement constituent un élément stressant pour les ichtyocœnoses (Deegan and Thompson, 1985 ; Whitfield, 1994a). L'adaptation à un tel environnement demande un coût énergétique physiologique très élevé (Yanez-Arancibia, 1985). Les populations de poissons capables de moduler d'une génération à l'autre l'allocation du budget énergétique seront les plus aptes à coloniser ces milieux. Sur un continuum -r -K, les populations les plus adaptées seraient situées en position médiane (Barbault, 1981).

A la complexité due aux variations des facteurs physiques, s'ajoute celle liée au grand nombre d'interfaces que présentent les estuaires avec l'océan, l'eau douce, les écosystèmes terrestres, l'atmosphère et les sédiments. Si la première, liée aux fluctuations des paramètres physiques a un effet négatif sur la richesse et la diversité spécifiques, la seconde relevant de la

variété des surfaces de contacts avec d'autres milieux, est bénéfique à certains points de vue. En effet, la multiplicité des interfaces entraîne une augmentation d'une part des sources probables de colonisation par les espèces (Albaret, 1994 ; Albaret et Diouf, 1994) et d'autre part de la productivité du milieux (Deegan and Thompson, 1985).

Sous l'action de la complexité structurale et fonctionnelle des MEL, la stabilité de l'organisation des peuplements, comprise dans le sens de la permanence de leur composition spécifique et de leur structure, est soumise à deux processus (Baran, 1995) :

- mobilité des espèces qui affecte le degré d'organisation des biocœnoses (Binet et Le Lœuf, 1992),

- plasticité éco-physiologique des espèces sédentaires leur permettant de supporter les variations mésologiques et qui favorise la stabilité.

A court terme, c'est-à-dire à l'échelle saisonnière, la résultante de ces deux processus aux effets antagonistes, va généralement dans le sens d'une instabilité (Baran, 1995).

D'une année à l'autre, le caractère cyclique des facteurs climatologiques, hydrologiques et hydrochimiques qui déterminent soit directement soit indirectement l'organisation des peuplements par le jeu de la compétition interspécifique (Guiral, 1992), favorise une certaine stabilité.

A l'échelle d'une décennie, cette stabilité est aussi notée (Livingston, 1976 ; Whitefield, 1994a) sauf dans le cas de modifications anthropiques et/ou naturelles rapides de l'environnement (Albaret, 1987; Albaret et Ecoutin, 1989 ; Albaret et Diouf, 1994).

L'hétérogénéité spatiale et la variabilité temporelle, qui augmentent la diversité des habitats jouent un rôle fondamental dans l'organisation des peuplements (Barbault, 1992). Elles permettent la pérennité des systèmes prédateur-proie en accroissant la probabilité de survie d'une certaine fraction de la population proie qui peut coloniser des habitats inaccessibles (dans l'espace et/ou le temps) aux prédateurs (Barbault, 1990). Par ailleurs, la ségrégation spatiale des espèces, liée à l'hétérogénéité spatiale permet de limiter les phénomènes de compétition interspécifiques (Blaber and Whitfield, 1977 ; Gorman, 1987 ; Wooton, 1992). La stratégie du « time lag » ou « asynchronisme » est basée sur la variabilité temporelle. Elle permet aux œufs et aux larves de certaines espèces de se développer dans une zone pendant les périodes durant lesquelles les prédateurs sont absents du milieu. Cette stratégie semble très efficace dans les estuaires (Sykes and Manooch, 1979).

1.2.- Importance des interactions biologiques.

Les estuaires et les lagunes sont généralement caractérisés par une forte variabilité des facteurs de l'environnement (Perkins, 1974 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Day *et al.*, 1989 ; Wootton, 1992). De ce fait, les biologistes se sont surtout focalisés sur les effets des paramètres physico-chimiques pour expliquer l'organisation des peuplements de poissons. Dans les cas où les interactions biologiques ont été étudiées, elles le sont le plus souvent pour leur intérêt biologique intrinsèque et non dans le but de rendre compte de la structure des peuplements.

Cette attitude conduit dans certains cas à une surestimation du rôle des variables physico-chimiques et à une identification erronée ou biaisée des facteurs structurants des ichtyocœnoses. C'est le cas en particulier, lorsque l'issue d'une compétition interspécifique dépend des valeurs prises par un (ou plusieurs) facteur(s) du milieu (ex : la salinité, la température) (Croghan, 1961 ; Diouf et Diallo, 1990). L'abondance de l'espèce favorisée par les fortes valeurs du facteur sera positivement corrélée à ce dernier. En revanche, les effectifs de l'espèce la plus compétitive aux faibles valeurs seront négativement corrélés audit facteur. Si les interactions biologiques ne sont pas prises en compte, la conclusion à laquelle on aboutit est que les facteurs mésologiques sont les seuls paramètres qui déterminent la répartition des espèces. Or, lorsqu'une de ces espèces est retrouvée seule dans un autre milieu estuarien ou lagunaire, elle aura un comportement différent par rapport aux facteurs précédemment considérés. Il importe donc dans la recherche d'hypothèses explicatives de la structure des peuplements de poissons des MEL de prendre en compte simultanément les effets des facteurs biotiques et abiotiques.

Les facteurs historiques apportent également des informations capitales (Frontier et Pichod-Viale, 1991 ; Lévêque, 1995). En effet, la structure actuelle des peuplements de poissons résulte d'événements antérieurs qui ont agi sur l'écosystème soit pendant de longues périodes, soit de façon sporadique. L'ichtyofaune de l'estuaire de la Casamance (Sénégal, Afrique de l'Ouest), à la suite de plusieurs années de déficit pluviométrique s'est fortement modifiée : la composante marine prenant l'ascendant sur celle d'origine continentale qui a régressé. Seule une connaissance de l'évolution passée du climat de cette région permet de comprendre l'organisation actuelle du peuplement.

Les espèces de poissons sédentaires et migrantes vivant dans les MEL peuvent atteindre des densités très élevées d'où une forte compétition intraspécifique (Wootton, 1992). Dans les cas extrêmes on assiste à un cannibalisme sur les stades les plus jeunes.

Les juvéniles de nombreuses espèces de grande taille ayant les mêmes exigences alimentaires que les adultes des petites espèces, les MEL sont le siège d'une forte compétition interspécifique. Compétition qui d'ailleurs semble pouvoir affecter le recrutement des espèces de grande taille (Lévêque, 1995). Toutefois, l'hétérogénéité spatiale et la variabilité temporelle de l'environnement, par le biais de la ségrégation des habitats, permettent de limiter la compétition interspécifique (Wootton, 1992 ; Blaber and Whitfield, 1977).

En ce qui concerne la prédation, elle est liée en grande partie dans les estuaires et les lagunes à la turbidité (Cyrus and Blaber, 1987b ; Deegan and Thompson, 1985), la capture des proies se faisant pour beaucoup d'espèces essentiellement à vue (Nikolsly, 1963 ; Hyatt, 1979; Wootton, 1992). La turbidité étant souvent élevée dans les estuaires, la prédation y est généralement faible. Cependant, dans certaines conditions, eaux claires et profondes, la prédation peut être importante (Blaber *et al.*, 1985).

La prédation sur l'icthyofaune dans les MEL est le fait, essentiellement des poissons et des oiseaux piscivores. Il a été montré que les prédateurs dans les estuaires et les lagunes sont rarement spécialisés pour une espèce. Dès que les populations de proies déclinent, les prédateurs choisissent une autre espèce proche (Sykes and Manooch, 1979). Dans le cas où les espèces proches n'existent pas ou sont inaccessibles, la population de prédateurs diminue et il s'ensuit une augmentation des proies.

Les autres interactions biologiques comme l'amensalisme, la symbiose, le parasitisme (à un degré moindre)... ont été peu étudiés dans les MEL dans une perspective de compréhension de la structuration des peuplements de poissons.

1.3.- Stratégies adaptatives.

Pour faire face au stress lié aux fluctuations des facteurs physico-chimiques (McHugh, 1985 ; Deegan and Thompson, 1985 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Whitefield, 1994a), les organismes des MEL ont développé des adaptations physiologiques (Vernberg and Vernberg, 1976) et comportementales (McDowall, 1976, Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Day *et al.*, 1989).

Les stratégies mises en œuvre peuvent être classées en trois grandes catégories : les stratégies reproductives, les stratégies d'occupation de l'espace et les stratégies d'utilisation des ressources (Lévêque, 1994).

1.3.1.- Stratégies reproductives.

Les stratégies reproductives dans les MEL visent d'une part à limiter les effets négatifs de l'instabilité de l'environnement et d'autre part à lutter contre la dispersion des œufs des larves et des embryons hors de l'estuaire. Les ovipares ont développé deux choix tactiques (au sens de Wootton (1989)). Le premier, basé sur la maximisation du nombre d'œufs émis, a pour conséquence d'augmenter la probabilité pour qu'au moins une fraction de la population puisse être transportée à un endroit favorable afin d'assurer le recrutement (*Liza spp.*, *Ethmalosa fimbriata*). Le second tente de maximiser le taux de survie des œufs, des larves et des alevins en limitant le nombre d'œufs émis et en ayant recours à des soins parentaux parfois très poussés et/ou en recherchant des zones écologiquement favorables au développement (incubation buccale : *Arius*, *Sarotherodon*, *Tylochromis* ; pontes fixées et cachées dans des anfractuosités de rochers ou des bois creux : *Chrysichthys* ; construction de nids et surveillance de la ponte et des juvéniles : *Tilapia guineensis*) (McKaye, 1989 ; Albaret et Diouf, 1994).

Les vivipares (Ex: *Clinus superciliosus* en Afrique du Sud et *Dasyatis margarita* et *D. margaritella* en Afrique de l'Ouest) et les ovovivipares (*Syngnathus acus* en Afrique du Sud et *Enneacampus kaupi* en Afrique de l'Ouest) ont également une faible fécondité. Les embryons atteignent souvent une grande taille avant l'éclosion ou la mise bas. A cause de leur grande taille, les jeunes sont moins soumis à la prédation et à l'entraînement par les courants (Whitefield, 1994a).

Pour réduire le risque de dispersion des œufs dans des environnements défavorables, les poissons ont développé diverses stratégies. Les *Atherinidae*, les *Hemiramphidae* et *Gobiidae* produisent des d'œufs benthiques adhésifs (Gilchrist and Hunter, 1919 ; Breder and Rosen 1966, Neira *et al.*, 1988, Potter *et al.*, 1990 ; Whitfield, 1990 ; Bouchereau, 1994). Certaines espèces (vivipares et ovovivipares surtout), réduisent considérablement ou suppriment les premiers stades larvaires critiques et donnent naissance à des larves capables de bien nager. Il apparaît ainsi que la stratégie de reproduction « précociale » de certaines espèces estuariennes peut être reliée au fait que ces poissons cherchent à limiter les risques de

mortalité associés à une dispersion incontrôlée des œufs et des premiers stades larvaires (Whitfield, 1990). D'autres espèces comme *Amniataba caudavittatus*, *Nematalosa vlaminghi* et *Gilchristella aestuaeria* (espèces du sud-ouest de l'Australie et de l'Afrique du Sud), pondent loin de l'embouchure, très en amont dans l'estuaire, diminuant ainsi le risque que les œufs soient transportés en mer (Talbot, 1982 ; Chubb and Potter, 1984 ; Potter *et al.*, 1990).

Chez la plupart des espèces se reproduisant en estuaire, la période génésique est longue voire continue. Cet étalement de la saison de reproduction peut être interprété comme une assurance d'un recrutement suffisant quels que soient les aléas (Wallace, 1975 ; Baran, 1995).

La plasticité « éco-reproductive » de la plupart des espèces estuariennes strictes, estuariennes d'origine marine ou continentale (au sens de Albaret (1994) et Albaret et Diouf (1994)), fait que les modalités de reproduction et d'allocation de l'énergie à l'activité génésique sont fortement variables en fonction des modifications de l'environnement (Pauly, 1975) et des interactions biologiques (Legendre, 1992 ; Barbault, 1981). C'est le cas en particulier de *Ethmalosa fimbriata* et *Sarotherodon melanotheron* qui présentent une taille de première maturité faible en milieu défavorable (Albaret et Charles-Dominique, 1982 Albaret, 1987 ; Albaret et Diouf, 1994 ; Legendre, 1992 ; Charles-Dominique, 1994).

1.3.2.- Stratégies d'occupation de l'espace.

Les espèces qui utilisent les MEL présentent essentiellement deux stratégies d'occupation pour exploiter avantageusement ce milieu réputé riche en nourriture et où la prédation est souvent faible : la migration et la plasticité éco-physiologique.

La migration est la solution adoptée par un très grand nombre d'espèces opportunistes d'origine marine et continentale qui exploitent temporairement la richesse trophique des MEL quand les conditions physico-chimiques (Guiral, 1992) et biologiques (Sykes and Manooch, 1979 et Day and Yanez-Arancibia, 1982) sont favorables.

Les stratégies d'occupation de l'espace de ces espèces migratrices visent à minimiser les distances entre les zones de reproduction marines et les zones de nourricerie estuariennes et lagunaires (Whitfield, 1990).

La seconde stratégie est le fait d'espèces sédentaires à forte adaptabilité et grande valence éco-physiologique qui parviennent à s'accommoder de la variabilité du milieu. Dans les cas de stress très important, les représentants de cette catégorie sont les seuls capables de

survivre, prospérer et dans certains cas pulluler. L'abondance extrême de *Sarotherodon melanotheron*, seule espèce présente, dans la partie amont très hyperhaline de la Casamance (Sénégal, Afrique de l'Ouest) en période de déficit pluviométrique (Albaret, 1987) est un des exemples les plus spectaculaires illustrant ce fait.

1.3.3.- Stratégies d'utilisation des ressources alimentaires.

Les MEL sont caractérisés par la variabilité dans le temps et dans l'espace de leurs ressources alimentaires (Barett *et al.*, 1978 ; Deegan and Thompson, 1985). Les adaptations développées par les espèces vivant dans ces écosystèmes visent principalement à pallier le caractère imprévisible de la disponibilité d'aliments.

La stratégie trophique qui a le mieux réussi dans ces milieux est basée sur une faible spécialisation et un grand opportunisme alimentaire. Les omnivores (Deegan and Thompson, 1985) et les prédateurs mixtes (Albaret et Diouf, 1994) sont de ce fait les espèces les plus abondantes.

Les chaînes trophiques sont généralement courtes (Horn and Allen, 1985), ce qui permet une utilisation rapide et économique des ressources alimentaires. Il y a essentiellement deux types de chaînes trophiques dans les MEL : l'une basée sur la production primaire (phytoplancton, phytobenthos et autres végétaux) et l'autre sur les détritus (Day and Yanez-Arancibia, 1985).

Producteurs I--->Herbivores--->Carnivores--->Bactéries

Détritus--->Bactéries--->Détrivores--->Carnivores--->Bactéries

1.4.- Controverse sur la richesse et la diversité spécifiques.

Les milieux estuariens et lagunaires sont tantôt décrits comme des environnements paucispécifiques (Remane and Schlieper, 1971 ; Kiener, 1978 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985), tantôt comme des écosystèmes riches en espèces (Albaret et Diouf, 1994 ; Albaret, 1994 ; Baran, 1995). La principale cause de cette controverse est le manque de consensus sur la définition de l'ichtyofaune des estuaires lors des recensements d'espèces. Les premiers ne prennent généralement en compte que les espèces qui peuvent accomplir la totalité de leur cycle vital dans les estuaires et les lagunes. Les espèces d'origine marine et continentale qui fréquentent temporairement les MEL sont exclues des inventaires. Or, pour ces espèces

(d'origine marine et continentale), les lagunes et les estuaires jouent un rôle fonctionnel extrêmement important (nourricerie) (Wootton, 1992 ; Beckley, 1984 ; Ross and Epperly, 1985 ; Day *et al.*, 1989). Par ailleurs, les interactions (prédation, compétition...) de ces espèces migrantes avec l'ichtyofaune résidente contribuent d'une manière importante à la structuration des peuplements de poissons (Monteiro *et al.*, 1990 ; Blaber, 1985). Il apparaît donc que du point de vue fonctionnel, il est difficile de ne pas inclure les espèces migratrices dans l'ichtyofaune estuarienne. Ceci explique que certains auteurs (Albaret et Diouf, 1994 ; Albaret, 1994 ; Baran, 1995) aient abordé la notion de richesse spécifique des MEL dans la perspective d'un système ouvert, où toutes les espèces présentes à un moment ou à un autre sont prises en compte.

Une autre cause de la controverse est la confusion fréquente entre les termes richesse et diversité spécifiques (Hulbert, 1971). La diversité spécifique a reçu tellement de définitions que son sens est galvaudé (Hurlbert, 1971). Cet imbroglio déjà difficile à démêler, a été renforcé par l'apparition d'un concept nouveau : la biodiversité. Une reprécision de ces termes s'impose.

La richesse spécifique se définie comme le nombre d'espèces recensées dans un écosystème. Elle traduit la capacité d'accueil d'un milieu, qui est d'autant plus grande que le nombre de niches écologiques occupées est grand (Monteiro *et al.*, 1990).

La diversité spécifique est une fonction (au sens mathématique du terme) de la richesse spécifique et de l'abondance relative des espèces. Les deux indices les plus utilisés pour mesurer la diversité sont ceux de Shannon et Simpson (Barbault, 1992).

L'indice de Shannon est donnée par la formule :

$$H = -\sum_{i=1}^{S} pi \log_2 pi$$

avec pi=effectif de l'espèce i / effectif total et S= richesse spécifique

Sa valeur varie de 0 (une seule espèce présente) à $\log_2 S$ (Toutes les S espèces présentes ont même abondance).

La formulation de l'indice de l'indice de Simpson est :

$$Is = \frac{1}{\Sigma p_i^2}$$

Il varie de 1 (une seule espèce présente) à S (toutes les S espèces présentes ont même abondance).

La biodiversité se définie comme la variété (McNeely, 1988) et la variabilité des organismes vivants (Cairns and Lackey, 1992 ; Lévêque, 1995). Elle prend en compte la variabilité génétique intraspécifique, la variété des espèces et de leurs modes de vie, la diversité des communautés d'espèces et de leurs interactions

ainsi que les processus écologiques qu'elles influencent ou réalisent (Lévêque, 1995). Bruton (1990), inclut à juste titre, la diversité des stratégies adaptatives et le nombre d'interactions entre les organismes et l'environnement dans la définition de la biodiversité.

L'examen de la structure des peuplements des estuaires et des lagunes à travers le monde, montre que généralement quelques espèces constituent l'essentiel de la biomasse (Kennish, 1990 ; Yanez-Arancibia *et al.*, 1985 ; Chao *et al.*, 1985 ; Horn and Allen, 1985 ; Whitfield, 1994a; Rebelo, 1985 ; Kromer *et al*, 1994 ; Albaret, 1987 ; Diouf, 1991 ; Baran, 1995).

La diversité des définitions des limites aussi bien amont qu'aval des MEL (Caspers, 1954 ; Rodriguez, 1975 ; Fairbidge, 1980 ; Day, 1981; Baran,1995), constitue également une source de contreverse.

Les facteurs qui déterminent la richesse et la diversité spécifiques des MEL sont multiples. On peut citer entre autres : la multiplicité des interfaces avec les milieux adjacents et surtout la permanence ou non de la communication avec la mer (Wallace and Van der Elst 1975 ; Koop *et al.*,1983 ; Blaber, 1985 ; Marais, 1988 ; Whitfield and Kok, 1992 ; Albaret, 1994 ; Whitfield, 1994b), la taille du bassin versant et de l'estuaire ou de la lagune (Marais, 1988 ; hugueny, 1989 ; Whitfield, 1983), la diversité des habitats (Wallace and Van der Elst 1975 ; Branch and Grindley, 1979 ; Hanekom and Baird, 1984 ; Whitfield, 1986 et 1994a;) la latitude (Wallace, 1975 ; Blaber, 1981 ; Lowe-McConnell, 1987), la force des crues (Marais, 1982), la physico-chimie de l'eau (Blaber, 1974 ; Whitfield *et al.*, 1981 ; Cyrus and Blaber, 1987a, b et c ; Albaret, 1987), la disponibilité en nourriture (Marais, 1984 ; Whitfield 1988), les interactions biologiques (Blaber, 1973 ; Whitfield and Blaber, 1978), la présence de barrage (Plumstead, 1990), la pollution (Blaber *et al.*, 1984)...

1.5.- Paradigme de la forte productivité des milieux estuariens et lagunaires.

Il est communément admis que les MEL sont des écosystèmes à très forte productivité (Correll, 1978 ; Horn and Allen, 1985 ; Day and Yanez-Arancibia, 1982 ; Day, *et al.* 1989). Les seuls milieux aquatiques habituellement reconnus plus productifs sont les récifs coralliens (Whittaker and Likens, 1973 ; Whitfield, 1993).

Une panoplie de processus, d'adaptations éco-physiologiques et de comportements des organismes concourent à faire des estuaires et des lagunes des systèmes à haute productivité.

Les MEL sont caractérisés par une diversité de sources abondantes d'éléments nutritifs (Day and Yanez-Arancibia, 1982). Ces milieux reçoivent des apports de nutriments par les

eaux de ruissellement (Day and Yanez-Arancibia, 1985), les eaux fluviales (Yanez-Arancibia *et al.*, 1985) et marines (Cecchi, 1992). En outre, la reminéralisation de la matière organique issue principalement de la végétation des rives (mangrove, roseaux...) et des herbiers fournit une quantité non négligeable de nutriments (William and Eric, 1972 ; Odum and Heald, 1975 ; Twilley *et al.*, 1986 ; Day *et al.*, 1989 ; Alongi, 1988). Les MEL étant souvent relativement peu profonds, les processus à l'interface sédiment-eau sont très importants (Day and Yanez-Arancibia, 1982). Il y a un flux constant de sels nutritifs et de matières organiques entre le fond et la colonne d'eau (Day *et al.*, 1989).

A cette variété d'origines des sels nutritifs, s'ajoute une diversité des sources d'énergie (Day *et al.*, 1982, 1987, 1989 ; Flores-Verdigo *et al.*, 1987, 1988, 1990) : énergie mécanique engendrée par les mouvements de l'eau, l'éclairement solaire, énergie fournie par les éléments organiques et inorganiques importés dans les estuaires...

Par ailleurs, les chaînes trophiques dans les MEL se caractérisent par une diversité des producteurs primaires (Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Flores-Verdugo *et al.*, 1990), diversité qui assure une production abondante toute l'année (Day and Yanez-Arancibia, 1982 ; Whitfield, 1980). Le phytoplancton n'est pas le seul producteur primaire. En outre, il n'est également pas forcément le plus important. Les feuilles de palétuvier, les végétaux des marais, les herbiers et le phytobenthos jouent aussi un rôle important.

En plus des chaînes trophiques basées sur la production primaire, habituellement rencontrées dans les milieux aquatiques, les estuaires et les lagunes sont le siège d'une importante consommation de détritus organiques (Darnell, 1961 ; Odum and Heald, 1975 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Day *et al.*, 1989). Les débris organiques provenant des plantes et les microorganismes qui les exploitent sont disponibles de façon permanente pour la faune aquatique. Il s'ensuit que les chaînes alimentaires basées sur les détritus confèrent une certaine stabilité fonctionnelle et structurelle à l'écosystème (Whitfield, 1983).

D'une manière générale, les chaînes alimentaires sont courtes dans les MEL, ceci constitue un des facteurs responsables de la forte productivité des estuaires et des lagunes (Horn and Allen, 1985)

En outre, les MEL présentent une diversité d'interfaces. L'existence de zones de contact détermine des gradients qui génèrent une énergie supplémentaire (= énergie auxilliaire ou énergie de covariance (Frontier et Pichod-Viale, 1991 ; Guiral, 1992)) utilisable par l'écosystème d'où une plus forte productivité (Day and Yanez-Arancibia, 1982). Les

interfaces créent une diversité d'habitats et entraînent une plus grande complexité et stabilité de l'écosystème.

Les estuaires et les lagunes abritent généralement une proportion importante de juvéniles de poissons (Day *et al.*, 1989 ; Albaret et Diouf, 1994 ; Baran, 1995). La forte productivité enregistrée dans ces milieux est en grande partie due à la croissance rapide de ces juvéniles (Horn and Allen, 1985) favorisée par l'abondance des ressources trophiques (Lenanton and Hodgkin, 1985) et les températures relativement élevées (Potter *et al.*, 1990 ; Lenanton and Hodgkin, 1985).

Il apparaît que la diversité (diversité des sources de sels nutritifs, des sources d'énergie, des producteurs primaires, des interfaces, des habitats, des comportements...) est un élément-clé du fonctionnement des écosystèmes estuariens et lagunaires.

1.6.- Fonctions écologiques des estuaires et des lagunes.

1.6.1.- Nourriceries estuariennes et alternatives.

De nombreuses études menées à travers le monde, dans les MEL, ont conduit au paradigme de l'utilisation de ces milieux par un grand nombre d'espèces marines comme nourricerie (Warburton, 1978 ; Weinstein, 1985 ; Beckley, 1985 ; Ross and Epperly, 1985 ; Day *et al.*, 1989 ; Monteiro, 1989 ; Cyrus and Blaber, 1987a ; Diouf, 1992 ; Rebelo, 1992 ; Whitfield, 1994a et 1994c ; Baran, 1995). L'idée de nourriceries estuariennes et lagunaires repose essentiellement sur l'observation dans ces environnements de quantités importantes de larves et de juvéniles (Wallace and Van der Elst, 1975 ; Jeyaseelan and Krishnamurthy, 1980 ; Krishnamurthy and Jeyaseelan, 1981, Thollot, 1992).

Les facteurs explicatifs de l'attrait des estuaires et des lagunes pour les juvéniles sont multiples. Les MEL offrent aux juvéniles et aux larves une nourriture abondante, des biotopes d'eaux calmes et une protection contre la prédation du fait de la turbidité et de la présence d'abris (racines de palétuviers, herbiers, zones peu profondes...) (Warburton, 1978 ; Potter *et al.*, 1990 ; Blaber *et al.*, 1985; Wootton, 1992 ; Cyrus and Blaber, 1987b ; Lenanton and Hodgkin, 1985). Ces conditions favorables à la survie des larves et des juvéniles (Blaxter and Hunter, 1982) combinées aux températures relativement élevées qu'on rencontre dans les estuaires favorisent une croissance rapide (Potter *et al.*, 1990 ; Lenanton and Hodgkin, 1985).

Le déterminisme de la migration des juvéniles dans les MEL n'est pas bien connu. Il est possible que la libération de phéromones par les poissons qui sont déjà dans l'estuaire puisse être détectée par les individus de la même espèce se trouvant dans les zones côtières voisines (Oslen, 1992). Ceci stimulerait une réponse rhéotactique.

Certains auteurs (Huges, 1969 ; Young and Carpenter, 1977) ont suggéré que ce sont les faibles salinités qui guident les juvéniles et les larves de poissons et de crevettes vers les nourriceries. Cette explication ne semble pas satisfaisante. En effet, dans des estuaires hyperhalins comme le Sine-Saloum (Diouf, 1992) et la Casamance (Albaret, 1987) (Sénégal, Afrique de l'Ouest) ou à salinité peu variable comme le Rio Buba (Guinée Bissau, Afrique de l'Ouest) (Kromer *et al.*, 1994) l'entrée des juvéniles ne peut être attribuée aux faibles salinités.

Par ailleurs, certaines propriétés habituellement reconnues aux nourriceries estuariennes méritent d'être nuancées. C'est le cas en particulier de la faible prédation. En effet, la prédation exercée par les oiseaux peut être très forte. C'est ainsi qu'en Afrique du Sud 80 % des individus de *Rhabdosargus holubi* (Sparidae) présents lors de la phase de fermeture d'un estuaire ont été consommés par des oiseaux, principalement des hérons et des cormorans (Blaber, 1973). De la même manière, 30 % des épinoches entrées dans les bassins des marais salants situés sur les bords de l'estuaire de St Lawrence (Québec) ont été consommés par les oiseaux (Whoriskey and Fitzgerald, 1985).

L'existence de nourriceries alternatives, autres que les MEL est devenue depuis quelques années un des centres d'intérêt de l'écologie des peuplements de poissons des écosystèmes côtiers. Les zones de déferlement littorales constituent dans certains cas des nourriceries importantes pour les postlarves de plusieurs espèces (Whitfield, 1989). C'est le cas en particulier de la zone de déferlement de Swartvlei (Afrique du Sud). La plupart des espèces marines de cette région dont le cycle de vie est lié aux estuaires se reproduisent dans les eaux néritiques et les larves et les postlarves migrent activement et/ou passivement vers la zone de déferlement. Une partie des postlarves entre directement dans l'estuaire. Toutefois une forte proportion de postlarves passe un certain temps dans la zone de déferlement et ne pénètre dans l'estuaire qu'au stade juvénile (Whitefield, 1989).

Par ailleurs, les zones côtières du sud-ouest australien constituent d'importantes nourriceries pour les juvéniles alors qu'en Afrique du Sud, très peu de ces aires jouent le même rôle (Potter *et al.*, 1990). La comparaison de ce qui se passe en Australie et en Afrique du Sud fait ressortir l'importance de l'existence d'une protection physique (récif frangeant par

exemple) pour qu'une zone côtière puissent être une nourricerie (Potter *et al.*, 1990). Ceci est confirmé par le fait que les criques, milieux protégés sont également des nourriceries alternatives (Beckley, 1985).

Les zones marines côtières avec des conditions physiques identiques à celles des estuaires, comme les mers peu profondes et turbides du sud-est asiatique constituent d'importantes nourriceries au même titre que les estuaires tropicaux d'Australie et d'Afrique (Blaber *et al.*, 1989).

1.6.2.- Estuaire-dépandance.

L'observation quasi constante d'une grande quantité de larves et de juvéniles d'espèces marines dans les estuaires et les habitats similaires, a donné naissance au concept « d'estuaire-dépandance[1] » (McHugh, 1976 ; Day *et al.*, 1981 ; Wallace *et al.*, 1984 ; Claridge *et al.*, 1986 ; Potter *et al.*, 1990 ; Day *et al.*, 1989).

L'examen des différentes définitions proposées pour le terme « d'estuaire-dépandance » semble indiquer l'existence de deux points de vue. Pour les uns, une espèce est dite dépendante des estuaires lorsque ce type de milieu constitue un habitat essentiel pour au moins un stade de son cycle de vie (Chao *et al.*, 1985). Cette définition n'exclut pas explicitement que l'on puisse trouver des habitats alternatifs. Par contre, pour les tenants du second courant de pensée, l'estuaire est un habitat indispensable sans lequel la population de poissons considérée disparaîtrait (Day *et al.*, 1989).

Si l'on considère la première définition, les espèces estuaire-dépendantes jouent un rôle écologique et économique important (Blaber *et al.*, 1989 ; McHugh, 1980 ; Lindall and Saloman, 1977). En effet, 2/3 de la production halieutique des USA et 90 % de celle du golfe du Mexique proviennent d'espèces dont le cycle de vie passe à un moment ou à un autre par une écophase estuarienne (McHugh, 1980 ; Lindall and Saloman, 1977). Dans les estuaires d'Afrique du Sud, 70 % des espèces sont estuaire-dépendantes (Whitfield, 1994b).

En se référant à la deuxième définition, peu d'espèces sont estuaire-dépendantes. Les juvéniles de la majorité des poissons marins trouvés en grande quantité dans les estuaires de plusieurs endroits d'Afrique (Albaret et Diouf, 1994 ; Baran, 1995), d'Asie, d'Australie (Blaber *et al.*, 1989) d'Europe et d'Amérique du Nord sont également rencontrés en abondance dans les eaux marines côtières (Zijlstra, 1972 ; Gorgon and Silva, 1980 ; Gordon,

[1] Estuarine dependence en anglais.

1981 ; Claridge *et al.*, 1986). Un échantillonnage intensif d'estuaires d'Afrique du Sud et de différentes zones pouvant potentiellement jouer le rôle de nourricerie, montre que sur approximativement 128 espèces rencontées dans les deux milieux, les juvéniles de vingt-deux espèces sont confinés dans les estuaires. Ces espèces, ainsi que huit dont le cycle de vie se passe entièrement dans l'estuaire et quatre autres diadromes peuvent être considérées comme dépendantes des estuaires (Potter *et al.*, 1990), soit un total de trente-quatre espèces sur 128.

Dans le sud-ouest australien, une analyse des données biologiques de l'ichtyofaune de plusieurs estuaires ainsi que les zones côtières protégées a montré que les juvéniles d'une seule espèce (*Mugil cephalus*) ont été trouvés exclusivement dans les estuaires. Les juvéniles de cette même espèce considérée estuaire-dépendante, sont abondants dans la baie de Shark située à 150 km plus au nord (Potter *et al.*, 1990).

Le fait qu'aucun stade du cycle de vie des espèces de l'ouest australien, ne soit trouvé exclusivement dans les estuaires a incité certains auteurs à contester la validité du concept « d'estuaire-dépandance » et à proposer le terme « d'estuaire-opportunisme[2] » (Lenanton and Potter, 1987). Hedgpeth (1982) aboutit également à la même conclusion dans l'hémisphère nord.

1.6.3.- Exportation de matière organique (d'énergie).

L'influence des MEL sur la production halieutique des zones marines côtières est bien établie (Moore *et al.*, 1970 ; Sutcliffe, 1973 ; Yanez-Arancibia *et al.*, 1980 ; Baran, 1995). Un des principaux paradigmes de l'écologie des lagunes côtières et des estuaires de ces trois à quatre dernières décennies, est que ces milieux produisent en excès de la matière organique et des nutriments dont une bonne partie est exportée en mer. Ces éléments nutritifs représentent une source importante d'énergie, base des pêcheries côtières. Ceci constitue « l'outwelling hypothesis » (Darnell, 1967 ; Day *et al.*, 1973 ; Odum *et al.*, 1974).

Des études plus récentes que celles qui ont donné naissance à « l'outwelling hypothesis » remettent en question cette hypothèse et suggèrent qu'il puisse y avoir importation de carbone organique dans certains MEL (Hains and Dunstran, 1976 ; Woodwell *et al.*, 1977). Il semble que la direction du flux net des échanges entre environnement estuarien et zone côtière marine dépende des conditions locales (Day and Yanez-Arancibia, 1982 et 1985).

---

[2] Estuarine opportunism en anglais.

En ce qui concerne, les zones à mangrove, leur rôle dans l'enrichissement des eaux côtières semble moins important et plus complexe (Alongi, 1989) qu'il ne l'était apparu lors des premières études menées en Floride (Odum and Heald, 1972 ; Odum and Heald, 1975).

Les poissons des MEL jouent un rôle important en ce qui concerne le flux d'énergie et de nutriments. Ils peuvent, en tant que consommateurs secondaires constituer des réserves d'énergie et de nutriments limitant ainsi l'exportation des éléments nutritifs. Par ailleurs, par la nature de leurs migrations ils permettent des échanges d'énergie et de nutriments avec les milieux marins côtiers (Yanez-Arancibia and Nugent, 1977 ; Kitchell *et al.*, 1979). L'exportation de juvéniles après grossissement dans les environnements estuariens et lagunaires correspond à une perte d'énergie pour ces milieux et un gain pour les écosystèmes qui les reçoivent (Thollot, 1992). Cette perte d'énergie est énorme. En effet, les juvéniles qui migrent en mer peuvent avoir multiplié leur biomasse individuelle par 2000 pendant leur séjour dans les estuaires et les lagunes (Wagner, 1973 ; Hinchee, 1977). A cette croissance, il faut ajouter un taux de survie élevée de ces juvéniles en milieu estuarien et lagunaire inhérent à l'abondance de la nourriture et à la faiblesse de la prédation (Day *et al.*, 1989).

La forte productivité des estuaires ne serait pas profitable aux communautés qui l'occupent si elle était totalement exportée. Les estuaires fermés[3] (exemple : Mhlanga en Afrique du Sud), accumulent automatiquement toute la matière organique qui entre dans le système durant la phase de fermeture (Whitfield, 1983). Dans les estuaires en communication avec la mer, les zones de faibles salinités constituent des pièges à nutriments (Postma, 1989). Les eaux fluviales comportent généralement des nutriments en suspension adsorbés sur les fractions minérales du seston ou inclus dans le seston organique. A la rencontre avec les eaux salées les particules floculent. Cette floculation et la diminution de la force du courant permettent la sédimentation des particules. Ce piégeage des nutriments favorise une rétention plus longue dans l'estuaire d'où une augmentation de la probabilité d'incorporation de ces nutriments dans les différents processus biochimiques (Day and Yanez-Arancibia, 1982).

Dans les MEL où une végétation colonise les rives (mangrove, roseaux, plantes des marais ...), des débris de macrophytes s'accumulent autour des tiges et des racines minimisant l'exportation des détritus estuariens (Whitfield, 1983).

---

[3] Les estuaires fermés sont des milieux périodiquement séparés de la mer par des cordons sableux (Day *et al.*, 1989).

1.7.- Les différentes approches et lacunes de l'écologie des peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires.

Les travaux de Redeke (1922) ont joué un rôle pionnier dans le domaine de la biologie et de l'écologie des eaux saumâtres. La préoccupation majeure des premiers chercheurs a été d'établir des classifications détaillées des paramètres mésologiques (Hedgpeth, 1951 ; d'Ancona, 1958 ; Kiener, 1978), de la faune en fonction de ses capacités éco-physiologiques (Fischer-Piette, 1933) et des habitats selon les espèces présentes (van der Werff, 1957 in Kiener, 1978). Ces classifications se sont révélées inadaptées pour rendre compte de l'extrême diversité et variabilité des milieux et des cycles biologiques. Ceci a eu pour corollaire l'émergence de la notion de triage des espèces (Stachner, 1969) qui s'est également révélée inadéquate pour caractériser les milieux saumâtres (Baran, 1995).

D'une manière générale, en écologie, la plupart des auteurs ont jusqu'au début des années 70 privilégié soit l'étude d'une population naturelle (individus appartenant à la même espèce vivant dans le même milieu), soit celle des biocœnoses (ensemble des êtres vivants qui coexistent dans un même espace). Depuis un peu plus de deux décennies, l'étude des peuplements, ensembles plurispécifiques définis en fonction du problème abordé, est devenue une approche fondamentale de l'écologie (Barbault, 1992). Le développement de ce nouveau champ de recherche a été tel que certains auteurs ont évoqué l'émergence d'une « new ecology » (Price *et al.*, 1984).

Parmi les nombreux travaux sur les peuplements de poissons des MEL, on peut citer entre autres les travaux de Fagade and Olanyan (1974), Albaret (1987 et 1994), Diouf (1992), Baran (1995), Whitfield (1990) en Afrique ; Amanieu et Lasserre (1982), Monteiro (1989) en Europe ; Day and Yanez-Arancibia (1985), Warbuton (1978), Horn and Allen (1985) en Amérique ; Loneragan and Potter (1990), Robertson and Duke (1990) en Australie ; Pauly (1985), Krishnamurthy and Jeyaseelan (1981) en Asie.

Les estuaires sont des milieux ouverts présentant de nombreuses interfaces avec les environnements adjacents. Ce caractère leur confère un statut très équivoque qui fait qu'ils sont différemment perçus selon les auteurs. Certains les considèrent comme la fin de l'écosystème fluvial (Caspers, 1954), d'autres comme une prolongation de la mer, comme des écotones (Ray and Hayden, 1992 ; Winemiller and Leslie, 1992) ou comme de véritables écosystèmes (Albaret et Diouf, 1994 ; Baran, 1995). Aussi, l'écologie des peuplements de poissons a été abordée de différentes manières, les approches adoptées s'inspirant suivant les

cas des méthodes utilisées dans les fleuves ou en milieu marin. Très peu de méthodes originales ont été spécifiquement conçues pour les estuaires.

De plus, les concepts de l'écologie théorique ont été le plus souvent établis à partir des études sur les milieux terrestres et sur les groupes animaux les plus étudiés : les reptiles, les insectes et les oiseaux (Frontier et Pichod-Viale, 1991 ; Barbault, 1992 ; May, 1981). Dans les cas où les concepts sont élaborés en milieu aquatique, ils sont presque toujours d'inspiration marine ou fluviale et de ce fait souvent inadaptés aux MEL.

De plus, par rapport aux importants travaux effectués sur les insectes, les oiseaux et les reptiles (May, 1981 ; Frontier et Pichod-Viale, 1991 ; Barbault, 1992), l'écologie des peuplements de poissons est en retard (Kerr, 1982). Il est possible que ceci soit dû au manque de données expérimentales sur les peuplements de poissons (Weinstein, 1985). Ces derniers ne sont pas faciles à observer et à manipuler et la variabilité environnementale des estuaires est difficile à reproduire dans des conditions expérimentales (Yanez-Arancibia, 1985).

Discussion

Parmi les différents filtres écologiques qui déterminent la composition spécifique et la structure des peuplements de poissons, les facteurs mésologiques occupent une position primordiale dans les MEL (Lasserre, 1977 ; Amanieu *et al.*, 1989). Il semble toutefois, que le rôle de certains paramètres ne soient pas toujours suffisamment pris en compte dans l'explication des patrons d'organisation des communautés de poissons. C'est le cas en particulier de l'hydrodynamique et des sédiments de fonds. En effet dans la majorité des travaux examinées (Cf. bibliographie), ces deux facteurs n'étaient pas suffisamment connus et quelques fois même n'ont pas été déterminés. Or le rôle joué par ces deux facteurs aussi bien sur l'enrichissement trophique du milieu (Guiral, 1992 ; Day and Yanez-Arancibia, 1982) que sur le choix des habitats par les poissons (Blaber and Blaber, 1980 ; Albaret et Legendre, 1985) est important.

Par ailleurs, le rôle de la turbidité bien que réel, comme l'ont confirmé les expériences de laboratoire, surtout pour les juvéniles (Cyrus and Blaber, 1987), est à relativiser. L'action physique propre de la turbidité est à dissocier de celle indirecte due à des facteurs comme la richesse trophique qui lui sont associés (Cyrus and Blaber, 1987).

L'étude des relations facteurs de l'environnement-peuplements de poissons n'est pas toujours aisée en raison de la co-variance de certains paramètres du milieu. Il est important au

préalable, d'examiner les relations entre les variables du milieu. Ceci afin de déterminer d'une part celles qui structurent véritablement l'hydroclimat et d'autre part les co-variables. Les premières devront être privilégiées lors de la recherche de modèles explicatifs de la structure des peuplements.

La forte variabilité des conditions du milieu dans les MEL a deux effets antagonistes. D'une part, par le stress qu'elle crée (Day and Yanez-Arancibia, 1982 ; Deegan and Thompson, 1985 ; Whitfield, 1984a), elle a tendance à limiter le nombre d'espèces capables de coloniser les MEL. D'autre part, la forte hétérogénéité spatiale augmente le nombre d'habitats et de ce fait favorise une richesse spécifique plus élevée. Ceci est renforcé par la multiplicité des surfaces de contact qui accroît le nombre des sources potentielles de colonisation par les espèces (Albaret, 1994 ; Albaret et Diouf, 1994).

Les MEL, souvent décrits comme des environnements hostiles (McHugh, 1985 ; Deegan and Thompson, 1985), exigent de la part des organismes qui y vivent des adaptations éco-physiologiques et comportementales relativement coûteuses en énergie. Une fois le « filtre (au sens de Wootton (1992)) de l'hostilité » franchi, soit par la capacité à supporter la forte variabilité des facteurs mésologiques, soit par des migrations synchronisées avec des situations favorables, les espèces qui vivent dans ces milieux bénéficient de conditions extrêmement favorables. En effet la richesse trophique des MEL (Correl, 1978 ; Horn and Allen, 1985), la prédation souvent faible (Warburton, 1978 ; Potter *et al.*, 1990) et les températures relativement élevées favorisent le développement de biomasses qui peuvent être très élevées (Wootton, 1992).

En ce qui concerne l'activité génésique, la diversité des stratégies reproductives est remarquable.La plasticité « éco-reproductive » des espèces estuariennes strictes et d'origine marine et continentale leur permet de se reproduire même dans des conditions peu favorables (Albaret, 1987). La diversité des stratégies et la plasticité éco-reproductive constituent, à l'échelle annuelle une garantie pour un recrutement minimal en espèces estuariennes (au sens large).

La question de la définition d'une espèce estuarienne lors des inventaires faunistiques dans les MEL, à l'origine de nombreux quiproquos au niveau de l'écologie des peuplements, mérite d'être élucidée. Les auteurs qui considèrent qu'une espèce n'est estuarienne que dans le

cas où elle réalise la totalité de son cycle de vie dans ce milieu semblent ne pas prendre en compte le caractère ouvert de l'écosystème estuarien. Les MEL tropicaux constituent des milieux essentiels (et parfois indispensables) pour beaucoup d'espèces migratrices qui y passent une (ou des) phase (s) très critique (s) de leur cycle de vie. De plus, par leurs interactions avec les espèces sédentaires, les espèces migratrices ont une forte incidence sur la structuration des peuplements de poissons (Monteiro *et al.*, 1990 ; Blaber, 1985). De ce fait, quand les objectifs d'une étude sont de comprendre le fonctionnement écologique, il est logique d'inclure dans les inventaires icthyofaunistiques toute espèce qu'on trouve dans l'estuaire.

Une fois cette dernière définition adoptée, il apparaît, si un échantillonnage correct a été effectué, que les MEL, et en particulier ceux des zones tropicales et subtropicales, sont riches en espèces.

Le paradigme de la forte productivité des MEL est bien établi (Horn and Allen, 1985 ; Day *et al.*, 1989). L'examen des facteurs responsables du « succès » des écosystèmes estuariens et lagunaires en matière de productivité fait ressortir le rôle capital joué par la diversité, ou plutôt de la biodiversité élevée (diversité des sources de sels nutritifs, diversité des sources d'énergie, diversité des producteurs primaires, diversité des interfaces, diversité des habitats, forte richesse spécifique notamment dans les estuaires intertropicaux- d'où un potentiel élevé d'espèces redondantes permettant une compensation rapide en cas de diminution des effectifs ou de la disparition d'une espèce -, diversité des stratégies reproductives, plasticité éco-reproductive...). Cette biodiversité élevée, qui est le résultat d'une forte présence d'énergie auxilliaire (Frontier et Pichod-Viale), peut être interprétée comme une minimisation des risques inhérents à l' imprévisibilité des conditions de milieux de cet écosystème.

Même si le rôle de nourricerie des MEL est généralement bien admis (Warburton, 1978 ; Ross and Epperly, 1985 ; Whitfield, 1994a et 1994c), deux questions suscitent encore l'intérêt des chercheurs : quels sont les autres milieux capables de remplir les mêmes fonctions et quel est l'importance réelle des MEL en tant que nourricerie par rapport à ces environnements ?

Il est apparu que certaines zones côtières protégées jouent le rôle de nourricerie (Potter *et al.*, 1990 ; Beckley, 1985). Quand en plus de la protection physique, qui est un élément primordial, les zones côtières présentent des conditions mésologiques similaires à celles des

estuaires (faible profondeur, turbidité élevée, bonne richesse trophique), comme c'est le cas en Asie du sud-est (Blaber *et al.*, 1989), elles constituent des nourriceries dont l'importance est comparable à celles des estuaires. Dans les endroits où ces conditions à la côte ne sont pas remplies, les MEL demeurent les principales nourriceries.

Le concept « d'estuaire-dépendance » mérite d'être discuté. Dans la définition où il y a possibilité d'habitats alternatifs, on ne peut pas parler de dépendance. Celle pour laquelle l'estuaire est un habitat indispensable sans lequel les populations de poissons disparaîtraient est très restrictive. Il apparaît qu'à l'exception des espèces strictement estuariennes (au sens Albaret, 1994 et Albaret et Diouf, 1994), très peu d'espèces ont besoin d'une manière absolument obligatoire des estuaires (Lenanton and Potter, 1987). Le terme « d'estuaire-opportunisme » proposé par Lenanton and Potter (1987) et Hedgpeth (1982) à la place « d'estuaire-dépendance » ne semble pas très satisfaisant. En fait il s'agit de deux concepts différents : les espèces dépendantes ayant besoin des MEL pour accomplir leur cycle de vie et les opportunistes exploitant temporairement les ressources des estuaires et des lagunes quand les conditions sont favorables.

Différents auteurs (Moore *et al.*, 1970 ; Sutcliffe, 1973 ; Yanez-Arancibia) ont signalé le rôle enrichissant des MEL sur les zones côtières. Ce phénomène semble être sous la dépendance des caractéristiques hydrologiques des estuaires. Les estuaires à débit élevé et à forte crue comme ceux du golfe du Mexique (Yanez-Arancibia *et al.*, 1980) et de la Guinée (Afrique de l'Ouest) (Baran, 1995) exportent une bonne part de leurs matières organiques et de leurs nutriments vers les milieux adjacents. Par contre dans les MEL avec des apports en eau douce faibles comme certains estuaires sahéliens (Afrique de l'Ouest), l'exportation hydrologique est faible. La comparaison du fonctionnement des estuaires de la Fatala en Guinée et du Sine-Saloum (Sénégal, Sahel) faite dans cette thèse permettra d'apporter des éléments d'appréciation sur ce sujet.

Les MEL sont perçus différemment suivant les auteurs, tantôt considérés comme des prolongements de la mer ou des fleuves, tantôt comme des écotones et plus récemment

comme des écosystèmes à part entière. Les méthodologies et les concepts théoriques qui leur ont été appliqués, très souvent d' inspiration marine ou continentale, sont souvent inadaptés. Un besoin pressant de nouveaux concepts tenant compte des spécificités des écosystèmes estuariens et lagunaires se fait sentir.

2

L'environnement estuarien du Sine-Saloum.

2.- L'environnement estuarien du Sine-Saloum.

Les paramètres de l'environnement, caractérisés dans les estuaires par une forte variabilité spatio-temporelle (Perkins, 1974 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Day *et al.*, 1989 ; Wootton, 1992), constituent des éléments dont la connaissance est indispensable à une bonne compréhension de la structuration et de la dynamique de ces milieux d'interface.

Cette étude de l'environnement estuarien du Sine-Saloum a pour objet d'établir le bilan des connaissances acquises sur cet écosystème. Elle comporte de nombreuses données inédites et constitue la première synthèse qui tente d'identifier les mécanismes intervenant dans le fonctionnement global de cet estuaire.

L'origine des informations utilisées est multiple. Les données de climatologie proviennent essentiellement de la base de données agro-météorologiques de l'Institut Sénégalais de Recherches Agricoles (ISRA). Celles portant sur l'hydrologie, la télédétection, la biologie et la pêche ont été récoltées, pour l'essentiel, dans le cadre de cette thèse. De plus, une abondante bibliographie a été consultée.

Le cadre géographique et la géologie de l'estuaire ainsi que la prise en compte des changements du climat sont des connaisances nécessaires à une bonne caractérisation hydrologique du Sine-Saloum. Ce contexte hydro-climatologique va fortement marquer l'évolution de l'environnement biologique et par suite l'ensemble des activités humaines.

2.1. Géographie et géologie de l'estuaire.

2.1.1.- Cadre géographique

L'estuaire du Sine-Saloum, situé à une centaine de kilomètres au sud de Dakar, est compris entre 13 °35' et 14°10' de latitude nord et 16°03' et 16°50' de longitude ouest (fig. 2.1). Il draine un bassin versant de 29 720 km² (Ba *et al*, 1993) dont la pente est très faible (Diop, 1980 ; Pagès et Citeau, 1990 et Diouf P.I., 1992). Le profil longitudinal des différents cours d'eau qui le constituent présente une pente toujours inférieure à 0,6 $^{o}/_{oo}$ (Diouf P.I., 1992).

Le relief de la région est d'une manière générale plat. Les altitudes sont presque toujours inférieures à 0,5 m sauf au niveau des cordons sableux. Les seules élévations que l'on rencontre dans la zone sont les falaises de sables, les dunes (Dupuy et Verschuren, 1982) et les énormes accumulations d'origine anthropique de coquilles d'huîtres et d'arches (Descamps *et al.*, 1974 ; Descamps et Thilmans, 1979 et Descamps *et al.*, 1977). La localisation de ces

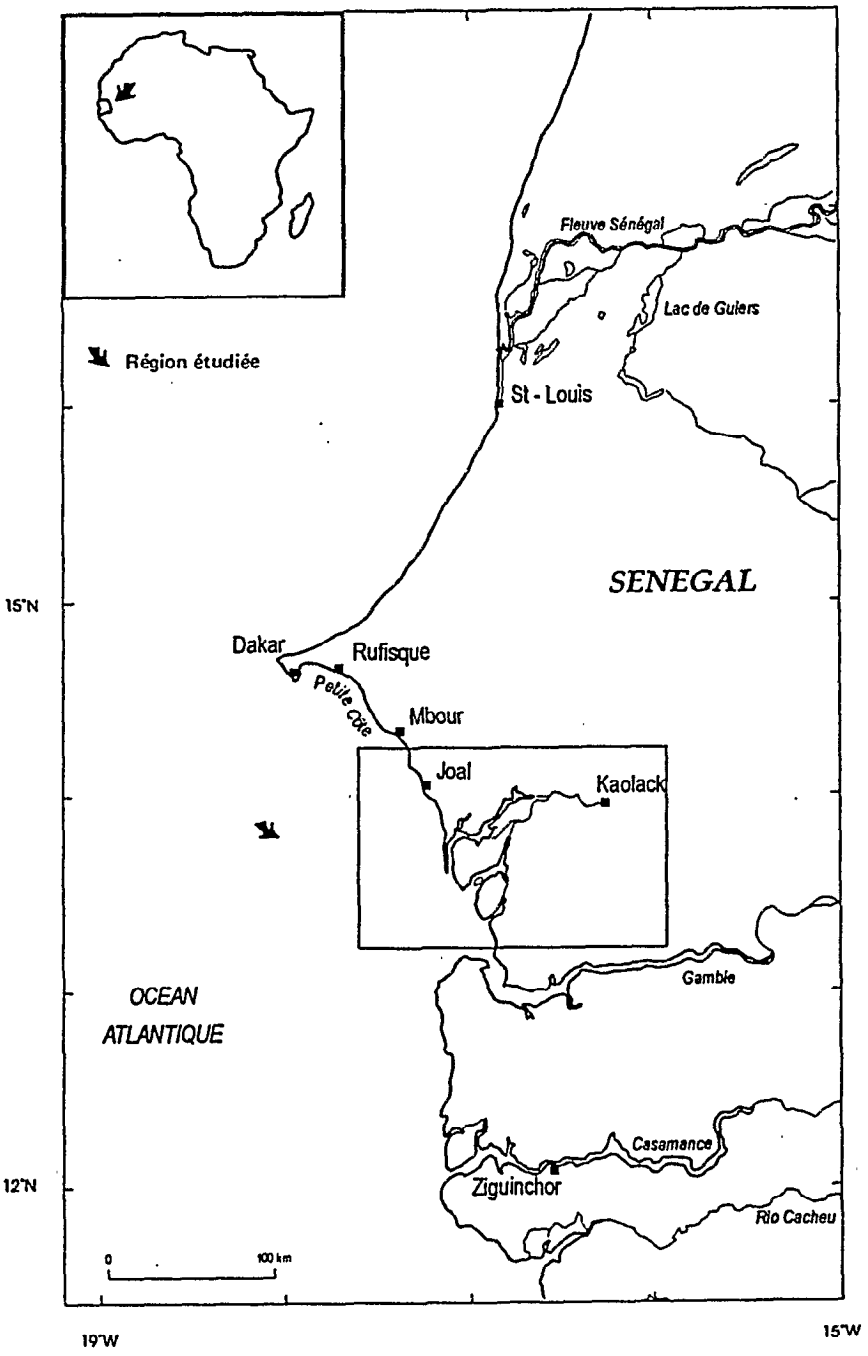


Fig. 2.1. - Localisation de la zone étudiée.

éléments du relief est intimement liée aux phénomènes géologiques qui ont présidé à la formation du complexe estuarien du Sine-Saloum.

2.1.2.- Formation du complexe estuarien du Sine-Saloum

Les mouvements eustatiques et les changements climatiques constituent le principal moteur de l'évolution géologique de l'estuaire du Sine-Saloum (Michel, 1969 ; Kalck, 1978 ; Marius, 1977 et 1985; Diop, 1990). Le Tchadien, période humide qui a succédé à l'épisode aride de l'Ogolien voit la constitution des réseaux hydrographiques du Sine et du Saloum (13 000 à 8 000 B.P.). Le "delta du Saloum" recevait alors les épandages provenant de ces cours d'eau (Diop, 1978 et Soumaré, 1992).

Entre 8 000 et 6 000 BP, il se serait produit un épisode sec, suivi d'une transgression marine. Cette dernière dite nouakchottienne et dont le maximum se situe aux environs de 5 500 B.P. est sans conteste la phase la plus importante de la formation de l'estuaire du Sine-Saloum. Durant cette période, la région était occupée par un vaste golfe marin remontant jusqu'à l'amont de Kaolack (à plus de 110 km de l'embouchure) sur le fleuve principal et de Fatick (fig. 2.2) pour la vallée du Sine (Michel, 1969). Le Sine-Saloum fonctionne alors comme un énorme estuaire en forme d'entonnoir (Ausseil-Badie *et al.*, 1991). Cette transgression a mis en place des dépôts sableux qui ont donné naissance à une terrasse en bordure du plateau continental.

Le retrait de la mer au Taffolien vers 4 000 B.P. s'accompagne de la formation de cordons littoraux successifs qui ont partiellement fermé le golfe dans lequel se sont déposées des vases. Le Sine-Saloum connaît alors un fonctionnement essentiellement lagunaire. La mangrove s'est installée au cours de cette période. La sécheresse prononcée qui sévissait localement a favorisé le comblement des lagunes : les sables et les limons soulevés par le vent sont piégés dans les lagunes en arrière des cordons. L'adjonction des cordons et le comblement des lagunes ont été à l'origine de la formation des îles du Saloum (Diop, 1990).

Parallèlement à ces phénomènes de comblement, les populations locales ont accumulé sur des formations géomorphologiques légèrement surélevées (bancs sableux, terrasses, cordons littoraux...) des quantités considérables de coquilles d'huîtres et d'arches qui vivaient en abondance dans ces lagunes. Ces amas coquilliers portent les noms de "kjökkenmöddinger" ou "sambaquis" (Descamps *et al*, 1974 ; Descamps et Thilmans, 1979 ; Elouard *et al*, 1974).

Vers 3 000 B.P. une série de pulsations est enregistrée dans la zone. Le début de l'édification de la flèche de Sangomar (au sud de Djifère) date de cette période (Diop, 1978).

Du subactuel (1 700 B.P) à nos jours, l'évolution est surtout marquée par la subsidence que subit la partie aval du Sine-Saloum. Il en résulte un envahissement par la mer et la perte progressive des caractères fluviatiles (Elouard et Rosso, 1977).

La période actuelle (surtout depuis 1968) est marquée par un déficit pluviométrique qui accentue la perte des caractères fluviatiles et renforce la prédominance de l'influence marine. La dynamique récente se caractérise par plusieurs ouvertures d'embouchures à des époques différentes. Vers 1907, le « bolon » (chenal de marée) de Ndangane communiquait avec la mer par la "porte de Fata", localisée au nord de Djifère (Thiam, 1986). Cette embouchure s'est par la suite refermée. Par ailleurs, plusieurs coupures ont affecté la flèche de Sangomar, située au sud de Djifère (Thiam, 1986 et Diaw, 1989). La dernière survenue en 1987 et qui persiste encore en 1995 est la plus importante en ce qui concerne la largeur (plus de 4 000 m) et la durée. Ses conséquences sur l'hydrographie et la bathymétrie de la zone sont considérables.

2.1.3.- Hydrographie et bathymétrie

Le complexe du Sine-Saloum est constitué de trois bras principaux : le Saloum au nord et nord-est, le Bandiala au sud et sud-est et le Diomboss entre les deux (fig. 2.2).

Le Saloum partiellement séparé de la mer par la flèche de Sangomar, présente depuis la rupture de celle-ci en 1987 deux embouchures (fig. 2.2) : l'une à Sangomar (environ 1 800 m de large) et l'autre à Lagoba (plus de 4 000 m, nouvelle ouverture).

A partir de la mer, le Saloum prend une direction sud-nord sur environ 13 km. Sa largeur maximale sur ce bief est de 2 km. Ensuite, il décrit un grand coude (nord-est puis sud-est) et se dirige vers le nord-est jusqu'à Foundiougne. La largeur se rétrécit dépassant rarement 1 km. De Sangomar à Foundiougne, le chenal du Saloum est relativement profond (fig. 2.3) ; les valeurs mesurées sont rarement inférieures à 13 m et peuvent même être supérieures à 25 m au niveau des fosses (Saos, 1985).

En amont de Foundiougne, le Saloum rencontre le Sine et devient très sinueux tout en gardant une direction générale est jusqu'à Kaolack. Sur cette portion, la largeur est relativement faible, n'excédant que rarement 500 m. La profondeur diminue également, restant le plus souvent inférieure à 8 m.

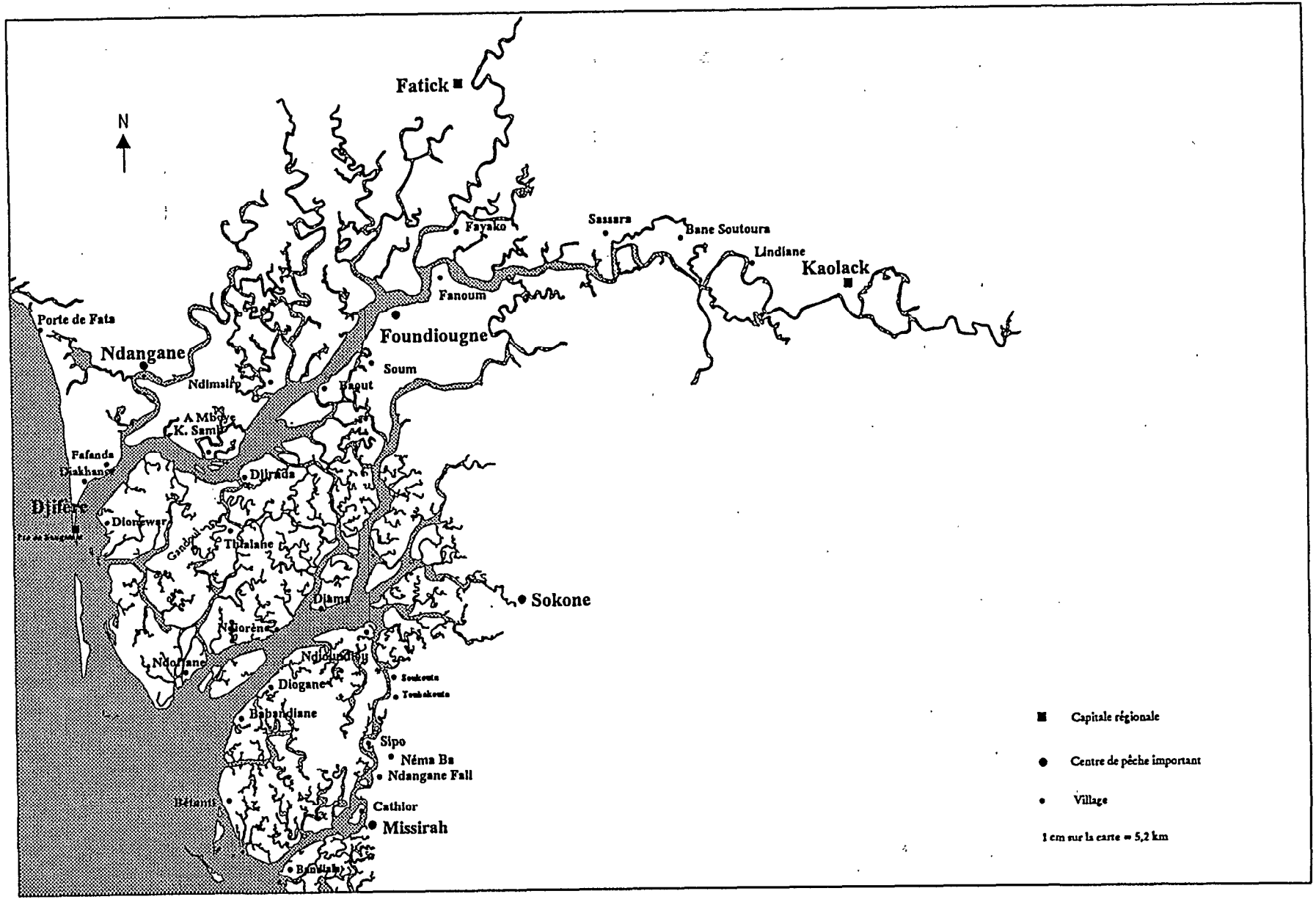


Fig. 2.2.- Hydrographie de l'estuaire du Sine Saloum.

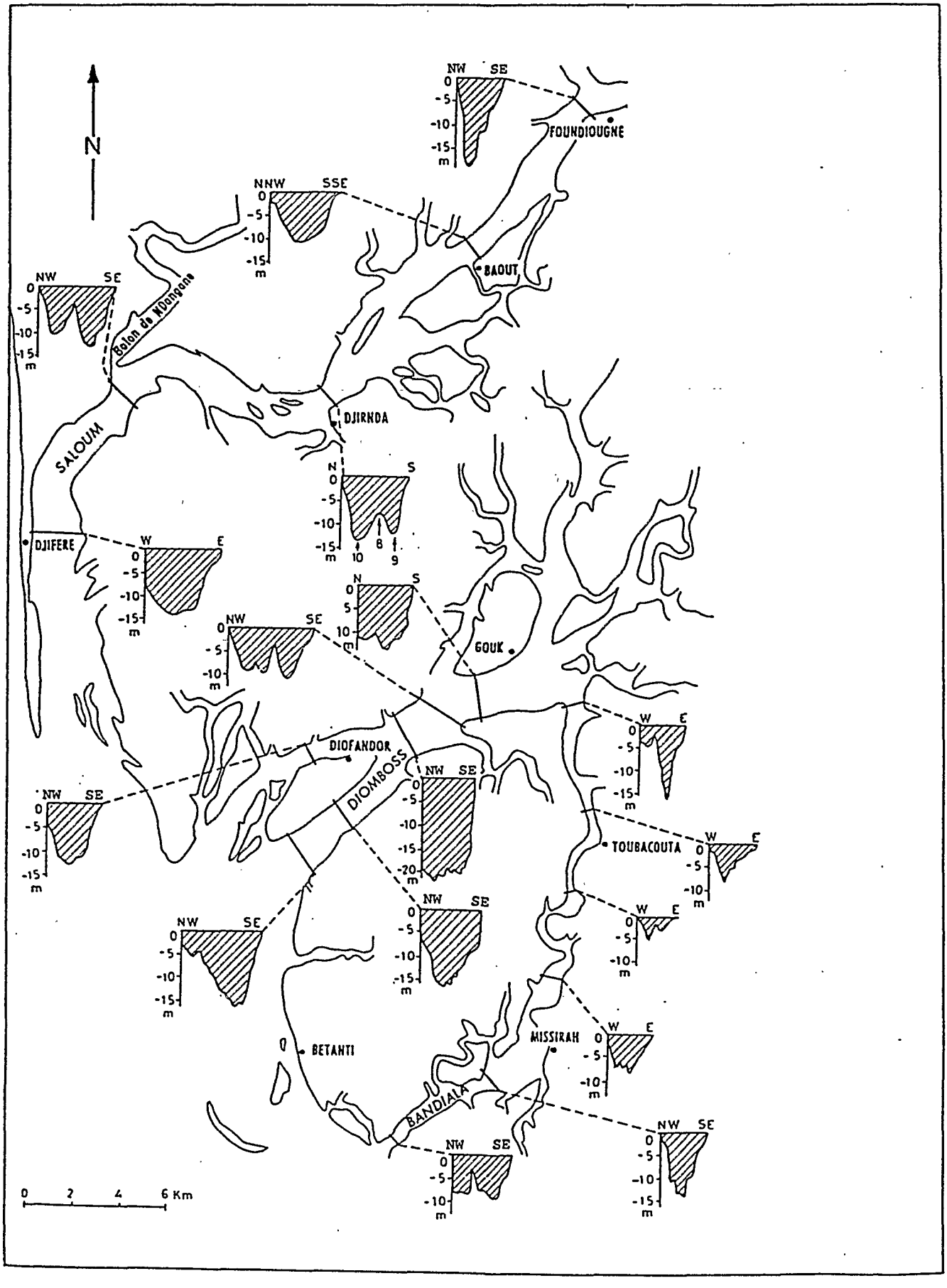


Fig. 2.3.- Bathymétrie de l'estuaire du Sine-Saloum.
(Source : Diop, 1990)

Le Diomboss, avec une embouchure relativement large (environ 4 km), a une direction générale nord-est. Le chenal de ce bras principal est aussi relativement profond. Des fonds de 10 m y sont régulièrement rencontrés. Des profondeurs atteignant 25 m sont enregistrées dans certaines fosses. En amont, le Diomboss se divise en plusieurs chenaux de marée, localement appelés « bolons ».

Le Bandiala a une orientation nord/nord-est. Il est moins large que les deux premiers (rarement plus de 500 m) et également moins profond ; des fonds de 10 m sont rarement atteints. Les phénomènes d'atterrissements de bordure et d'épaulements qui sont fréquents dans le Diomboss sont moins prononcés dans le Bandiala ; ceci probablement en raison de la morphologie parfois " encaissée" du Bandiala (Barusseau *et al.*, 1983)

Le Diomboss et le Bandiala se caractérisent par un réseau de « bolons », extrêmement dense contrairement à la rive droite du Saloum. Ces « bolons », tout comme les bras principaux, sont bordés par des vasières intertidales. En raison de leur rôle dans l'écosystème, ces vasières constituent l'unité géomorphologique et sédimentaire la plus importante du Sine-Saloum.

2.1.4.- sédimentologie

Quatre unités géomorphologiques principales se distinguent dans le bassin du Sine-Saloum (Marius, 1985 ; Thiam, 1986 ; Diop, 1990 ; Soumaré, 1992 ; Ndiaye, 1992): les vasières, les « tannes », les formations sableuses et les amas coquilliers. Nous examinerons dans ce qui suit la sédimentologie dans les trois premiers taxons. Les sédiments de fond du chenal seront également étudiés.

- Les vasières :

Elles se localisent sur la bordure immédiate des « bolons » et des bras principaux. Elles sont souvent colonisées par la mangrove.

L'étude de la fraction sableuse des vasières montre la prédominance des sables fins et très fins (inférieurs à 125 mμ). La portion des grains inférieurs à 50 mμ est parfois élevée, surtout dans la partie est des îles du Saloum. Dans l'ensemble, les sables sont bien triés et homogènes (Diop, 1980). L'analyse aux rayons X de la fraction des inférieures à 2 mμ d'échantillon de vase a mis en évidence l'existence, dans des proportions variées de différents types de minéraux argileux. Il s'agit de la kaolinite (abondante), l'illite (en faible quantité) et

des minéraux gonflants tels que la montmorillonite (Diop, 1980). Le pourcentage en matières organiques varie suivant les zones de 3 à 13 %.

L'exoscopie des quartz (subémoussés luisants) atteste d'une origine marine des fractions granulométriques grossières des vasières.

- Les « tannes » :

Ce sont des terrasses basses, plus ou moins inclinées qui se subdivisent en « tannes » nus, inondables ou à efflorescences salines et en « tannes » herbus. Ces formations présentent deux types de faciès (Diop, 1980) : un faciès sur sable marin typique et un autre sur matériel fin caractéristique des milieux fluvio-lagunaires.

Le matériel sableux du second faciès, qui se rencontre surtout dans les parties orientales des îles du Saloum, est très fin et bien trié. Les grains en profondeur sont plus homogènes que ceux des couches superficielles.

En ce qui concerne le faciès sur sable marin, surtout localisé dans la partie ouest des îles du Saloum, les sédiments sont plus grossiers et le tri est moyen. Toutefois, les grains sont plus homogènes que dans le premier cas.

Deux provinces sédimentaires semblent se distinguer : un domaine à l'est où le caractère fluvio-deltaïque est très affirmé et à l'ouest une zone où le matériel sableux est typiquement plus marin (Diop, 1980).

- Les cordons sableux

Ils se divisent en deux grands ensembles : les cordons des îles du nord, étroits et discontinus car entaillés par les « bolons » et ceux des îles du sud plus étendus et plus larges

Les sédiments des formations du nord sont essentiellement constitués de sables moyens avec un très faible pourcentage de diamètres inférieurs à 50 mμ. Les sables sont bien triés et homogènes.

Quant aux cordons du sud, le pourcentage de diamètres inférieurs à 50 mμ est nettement plus élevé. Ceci indique un affinement des sédiments. Comme pour l'autre zone, les sables sont très homogènes.

La similitude sédimentologique des deux formations traduit un processus de mise en place identique. Ce fait est d'ailleurs corroboré par l'observation des sédiments à la loupe binoculaire. Il apparaît une nette prédominance des éléments quartzeux ronds et arrondis-luisants caractéristiques du façonnement marin. La granulométrie plus grossière des cordons sableux du nord, s'expliquerait par la diminution de la compétence du nord au sud des agents

hydrodynamiques, houle du NW et dérive littorale, lors de la constitution de ces différentes formes (Diop, 1980).

- Les sédiments du chenal

Les sédiments du chenal, avec des médianes atteignant en moyenne 150 mμ sont plus fins que ceux des cordons sableux (médiane en moyennne de 229 mμ) et plus grossiers que ceux des vasières et des « tannes » (médiane en moyenne de 94 mμ) (Barusseau *et al.*, 1986). L'origine des sédiments du chenal est souvent interne à l'estuaire. C'est ainsi qu'on trouve dans le chenal du Bandiala et du Diomboss des bancs de sables, des atterrissements de bordures, des "dunes subaquatiques". Ce matériel sableux provient du sapement latéral des cordons sableux que l'on rencontre dans ces zones (Diop, 1990).

La nature des sédiments du chenal permet de distinguer grossièrement quatre zones dans le Saloum, une dans le Diomboss et deux dans le Bandiala. Pour le Saloum, on trouve :

- une zone centrée sur Foundiougne avec des sédiments fins, gris à noirâtres et essentiellement vaso-sableux ;

- de Baout à Djirnda, les sédiments sont très fins et noirâtres. Ils sont sablo-vaseux et renferment des débris coquilliers ;

- entre Djirnda et approximativement l'embouchure du « bolons » de Ndangane, les sédiments sont plutôt vaso-sableux et de couleur noirâtre ;

- de l'embouchure du « bolon » de Ndangane à Djifère, il y a très peu de sédiments fins. On trouve dans ce bief des débris coquilliers plus ou moins grossiers accompagnés de graviers latéritiques (Leung Tack, 1985).

Dans le chenal du Diomboss, les sédiments sont essentiellement sableux. Quant au Bandiala, la partie aval renferme surtout des sédiments vaso-sableux et la partie amont comme le Diomboss a des sédiments sableux.

La sédimentation dans l'estuaire du Sine-Saloum est affectée ces dernières années par l'augmentation de la fréquence des brumes sèches, consécutive aux changements climatiques (Barrusseau *et al*, 1986).

2.2. L'évolution climatique et son impact.

2.2.1.- Le climat du Sine-Saloum

Le climat du Sine-Saloum, de type soudanien, se caractérise par deux saisons nettement tranchées :

- une saison sèche qui est fraîche de novembre à mars et chaude d'avril à juin. Au cours de cette saison, les vents dominants sont les alizés maritimes frais (de direction nord à nord-ouest) et continentaux secs ou harmattan (de direction est à nord-est).

- une saison des pluies, chaude et humide, appelée également « hivernage » qui dure de juillet à octobre. Cette saison a tendance à s'écourter ces dernières années. Durant cette période de l'année, ce sont les vents de mousson (direction ouest et sud-ouest) qui dominent.

La pluviométrie moyenne annuelle (1951-1980) sur le bassin versant du Sine-Saloum est comprise entre 880 mm au sud et 480 mm au nord (Dacosta, 1993). Sur l'ensemble du bassin, la moyenne générale était de 828 mm dans les années 50 (Ba et *al.*, 1993), vers les années 80-90 elle n'est plus que d'environ 500 mm, ce qui correspond à un déficit de l'ordre de 10 milliards de m^3 d'eau.

Pour suivre l'évolution de la pluviométrie annuelle, nous avons réalisé l'analyse d'une série chronologique de données enregistrées à kaolack de 1918 à 1993. Nous avons décomposé la série initiale (fig. 2.4a) en une tendance (fig. 2.4b) par lissage des données brutes (par une régression locale pondérée) et un résidu (2.4c) (série initiale - tendance). Les auto-corrélations des résidus (2.4d) ne mettent pas en évidence un phénomène cyclique.

La courbe de tendance met en évidence une décroissance lente de la pluviométrie dans un premier temps (1918 à 1961). A partir de 1961, la diminution de la pluviométrie devient plus marquée comme l'indique la pente relativement forte de la deuxième partie de la courbe de tendance. La comparaison des pentes des deux portions de la courbe par le test de Fisher ($F_{1,75}$ calculé = 54 ; et F lu dans la table de Fisher < 4) permet de rejeter l'hypothèse d'égalité des pentes au risque de 5 %. Ceci confirme une accélération des processus de réduction de la pluviométrie.

Habituellement, les pluies se concentrent entre juillet et septembre, août étant le mois le plus pluvieux. A titre d'exemple, sur la période allant de 1931 à 1985, il est tombé en moyenne à Foundiougne, Kaolack et Fatick respectivement 86 %, 83 % et 90 % de la pluviométrie au cours de ces trois mois.

Les températures moyennes mensuelles de l'air présentent deux maxima (fig. 2.5) : un maximum principal entre avril et juin et un pic secondaire au mois d'octobre. Le minimum principal est en janvier et le minimum secondaire entre juillet et septembre. Les variations interannuelles des températures moyennes mensuelles de l'air sont en général faibles. En effet

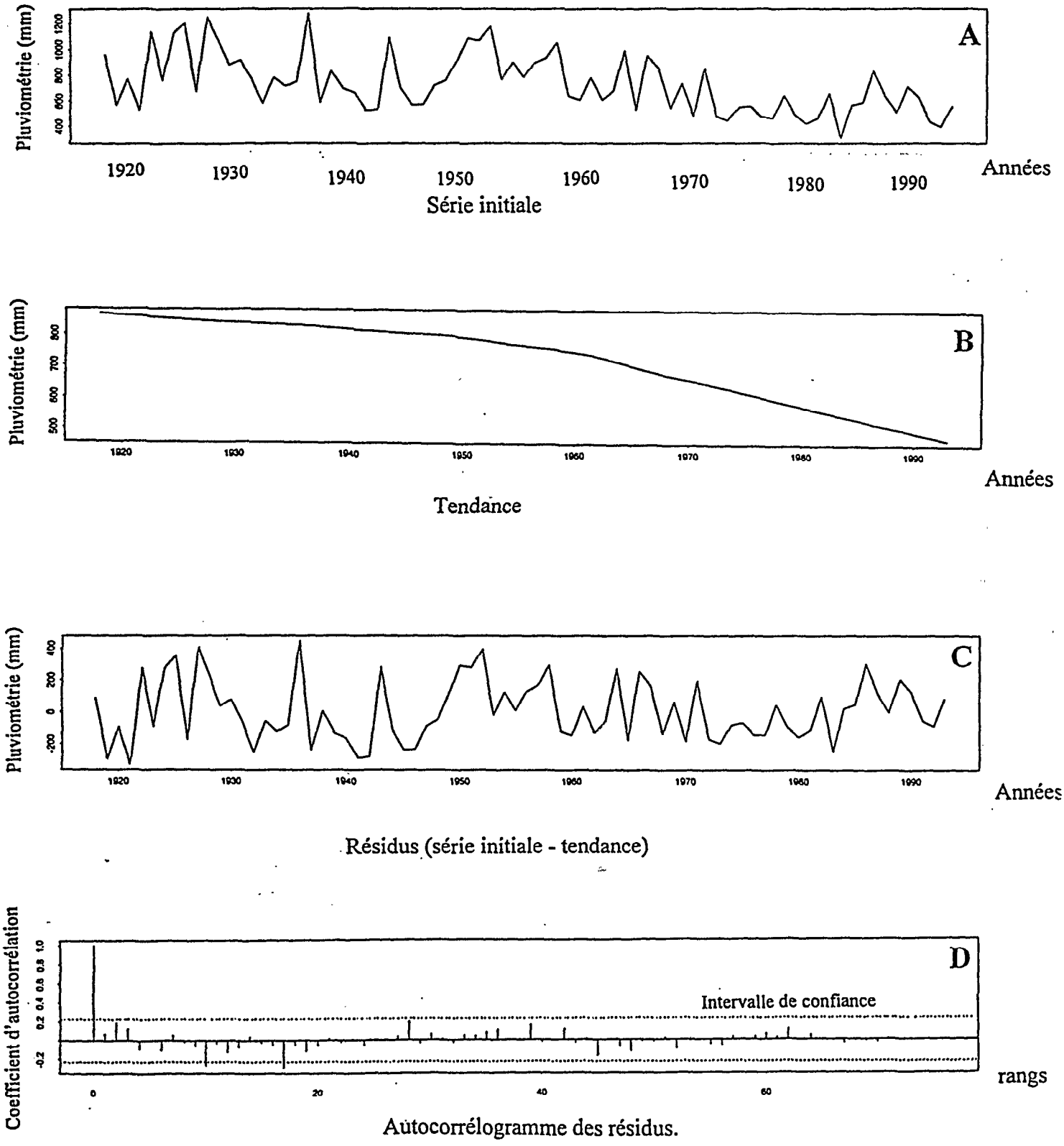


Fig. 2.4.- Analyse chronologique de la pluviométrie à Kaolack.

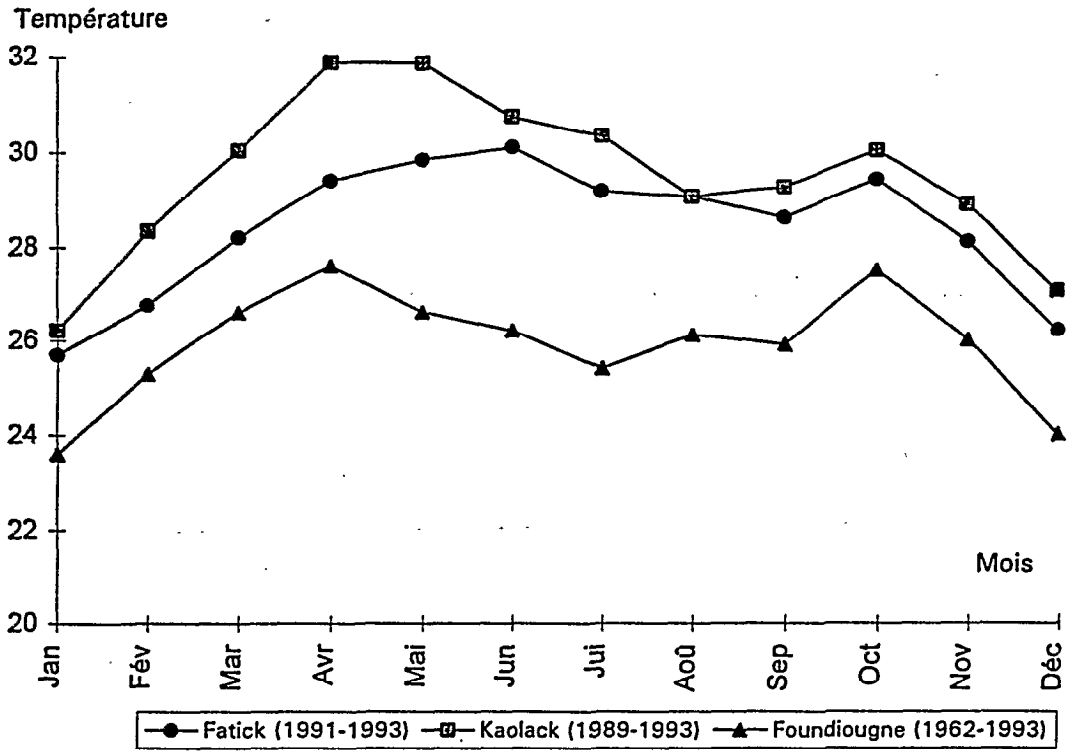


Fig. 2.5.- Evolution des températures moyennes mensuelles (en ° C)

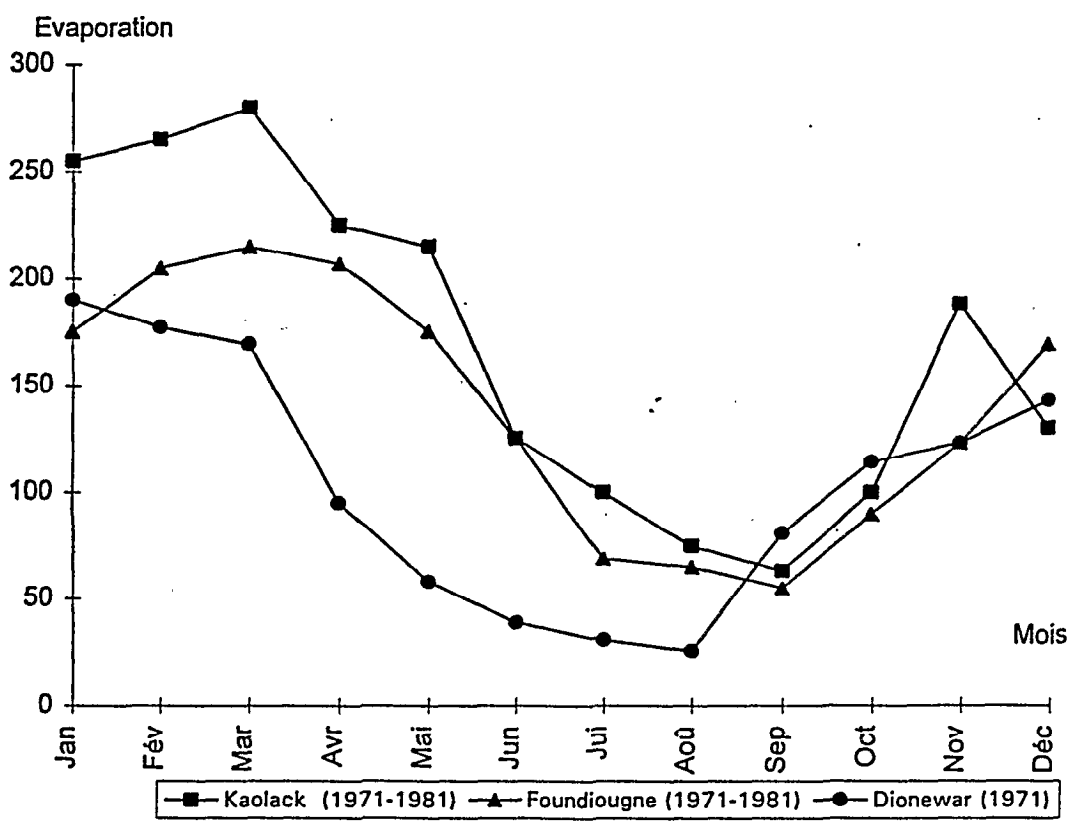


Fig. 2.6.- Variations des moyennes mensuelles d'évaporation (en mm)

d'une année à l'autre, les courbes de variation de la température moyenne mensuelle gardent la même allure.

A Kaolack, le maximum maximorum enregistré entre 1971 et 1980 est de 39,9 °C (avril-mai) et le minimum minimorum de 16,4 °C (janvier) (Diop, 1990). La moyenne mensuelle de l'amplitude thermique journalière est plus élevée (19,7 à 24,2 °C à Foundiougne et 16,3 à 19,7 °C à Kaolack) entre janvier et mai et entre novembre et décembre. Elle est minimale entre juillet et octobre (12,9 à 15,3 °C à Foundiougne et 9 à 13,4 °C à Kaolack) (Diouf P.I., 1992).

Les mois durant lesquels l'évaporation est la plus forte sont janvier, février et mars, et ceux durant lesquels les plus basses valeurs sont enregistrées août et septembre (fig. 2.6). Ces trois mois correspondent à la période de plus forte pluviométrie. Il faut noter que l'évaporation n'est pas moindre en janvier et février, mois les plus frais. Ceci s'explique par le fait que l'évaporation est d'autant plus faible que l'humidité relative est forte (Diop, 1990). Les mois d'hivernage, à degré hygrométrique élevé, sont donc logiquement les moins évaporants.

La comparaison (tabl. 2.1) entre la pluviométrie et l'évaporation annuelles met en évidence un important déficit, conséquence des changements climatiques.

Tableau 2.1.- Déficit pluviométrique théorique (1971-1981)
(Source : Anonyme 1985)

Localités	Evaporation totale (mm)	précipitation annuelle (mm)	Déficit pluviométrique théorique (mm)
Kaolack	2 209	610	1599
Foundiougne	.1607	703	903
Dionewar	1246	824	392

2.2.2.- Les changements climatiques et leurs impacts

Depuis un peu plus de deux décennies, le Sine-Saloum connaît, à l'instar de tout le Sahel, des changements climatiques. Les manifestations les plus marquées de ces modifications sont la diminution de la pluviométrie et son corollaire, l'aridité.

La pluviométrie annuelle moyenne est passée entre la période 1931-1965 et 1961-1985 de 893 mm à 636 mm à Foundiougne (réduction de 29 %), de 796 mm à 612 mm à Kaolack

(diminution de 23 %) et de 810 mm à 582 mm à Fatick (déficit de 28 %) (Diop-Guèye, 1991). Simultanément la durée de l'hivernage qui était de cinq mois s'est réduite à quatre voire trois mois certaines années. Cette évolution climatique a eu des effets notables sur l'environnement de l'estuaire (Diop *et al.*, 1989).

A la suite de cette aridification, les apports d'eau douce ont fortement diminué, réduisant de manière drastique les débits des rivières qui se jettent dans le Sine-Saloum. A titre d'exemple, le débit de la rivière de Néma-Ba, affluent du Bandiala qui était de 0,29 $m^3.s^{-1}$ en 1976, n'était plus que de 0,03 $m^3.s^{-1}$ en 1981 (Diop, 1990). Cette baisse des apports en eau douce, combinée à une forte évaporation et à une pente très faible du haut estuaire ont favorisé une pénétration des eaux marines à l'origine d'une augmentation considérable de la salinité du Sine-Saloum.

Le déficit pluviométrique a également affecté les aquifères qui n'alimentent presque plus les écoulements fluviatiles. Les nappes phréatiques sont contaminées par les eaux hyperhalines de l'estuaire et des « bolons ». Des salinités de 130 ont été mesurées au niveau des nappes phréatiques des « tannes » (Diop, 1990). Cette intrusion saline dans les nappes est à l'origine d'une grave pénurie d'eau potable dans les îles du Saloum.

La mangrove, a été également affectée par les changements climatiques du fait de l'augmentation de la salinité des eaux consécutive au déficit pluviométrique, à l'extension des « tannes » au détriment des vasières et à l'acidification des sols. Cette action néfaste est surtout nette dans les portions médianes et amont du Saloum (Diop *et al.*, 1989). D'autres espèces végétales, notamment *Cocos nucifera* et *Elaeis guineensis* ont complètement disparu de certains endroits ou sont très dégradées (Thiam, 1986).

Le bilan hydrique déficitaire des sols, consécutif à la réduction des pluies a profondément modifié les processus de pédogénèse. On assiste à une salinisation des sols par remontée capillaire des sels, une acidification due à l'oxydation chimique et biologique des sulfures et à une néogénèse de jarosite par l'oxydation chimique de la pyrite (Marius, 1985). Ce processus aboutit à terme à la stérilisation des sols qui sont ainsi exposés à l'action du vent. L'aridification a contribué à l'intensification de la formation de lithométéores (Barrusseau *et al*, 1986) constitués de couches silto-argileuses s'accumulant au niveau des différentes unités géomorphologiques de l'estuaire (vasières, « tannes », cordons) (Soumaré, 1992).

Les changements climatiques ont également fortement modifié les caractéristiques hydrologiques et hydrodynamiques de l'estuaire.

2.3.- Particularités hydrologiques et hydrodynamiques.

2.3.1.- Le fonctionnement inverse de l'estuaire

Pritchard (1967), définit l'estuaire comme un cours d'eau en communication avec la mer et dans lequel l'eau de mer se mélange avec les eaux douces d'origine continentale. Cette définition ne s'applique plus au Sine-Saloum qui, pendant une bonne partie de l'année (8 à 9 mois) ne reçoit pas d'alimentation en eau douce. Pritchard (1967) a proposé pour ce type d'estuaire, le terme d'estuaire « inverse ».

Les causes du fonctionnement inverse de l'estuaire sont multiples. La raison principale est le déficit pluviométrique de ces dernières décennies qui a fortement réduit l'influence continentale au profit de celle de la mer.

La faiblesse de la pente de l'estuaire, notamment dans sa partie aval, favorise son envahissement par les eaux côtières. On assiste alors à une prédominance des phénomènes de marée sur l'ensemble du réseau hydrographique.

Le schéma de fonctionnement tidal est l'inverse de ce qui se passe habituellement dans les estuaires « normaux ». La durée du flot est plus grande que celle du jusant (Barusseau *et al.*, 1985 ; Diaw, 1993). La durée moyenne du flot calculée sur la base de quinze cycles de marée est de 7h alors que celle du jusant établie sur la base de dix-huit cycles est de 5h 25 mn, soit une différence de 1h 35 mn. A cela, il faut ajouter le fait que les vitesses du courant sont plus élevées durant le flot (fig. 2.7) (Barusseau *et al.*, 1985 b) contrairement à ce qui est habituellement observé dans les estuaires. Lors d'un cycle de marée, dans 82 % des cas, la vitesse maximale du courant est observée durant le flot, dans 14 % durant le jusant et dans 4% il y a égalité (Barusseau *et al.*, 1985 b).

Le bilan hydrique établi au niveau de Djifère, montre que le volume d'eau qui entre dans l'estuaire est supérieur à celui qui en sort au cours d'un cycle de marée. Ainsi au cours d'un cycle, en moyenne 27.10^6 m^3 entrent par le profil de Djifère et ne ressortent pas (Saos et Pagès, 1982).

La prédominance du flot sur le jusant est due à l'insignifiance des apports d'eaux douces, à la forte évaporation et à l'inertie des zones adjacentes (mangroves, « tannes » et écheveau de « bolons ») qui jouent le rôle de réservoir. Cette inertie se manifeste lors de la marée montante par une résistance à la pénétration de l'eau dans les fins capillaires constitués par le réseau de petits chenaux, les goulets des « tannes » et l'enchevêtrement des rhizophores

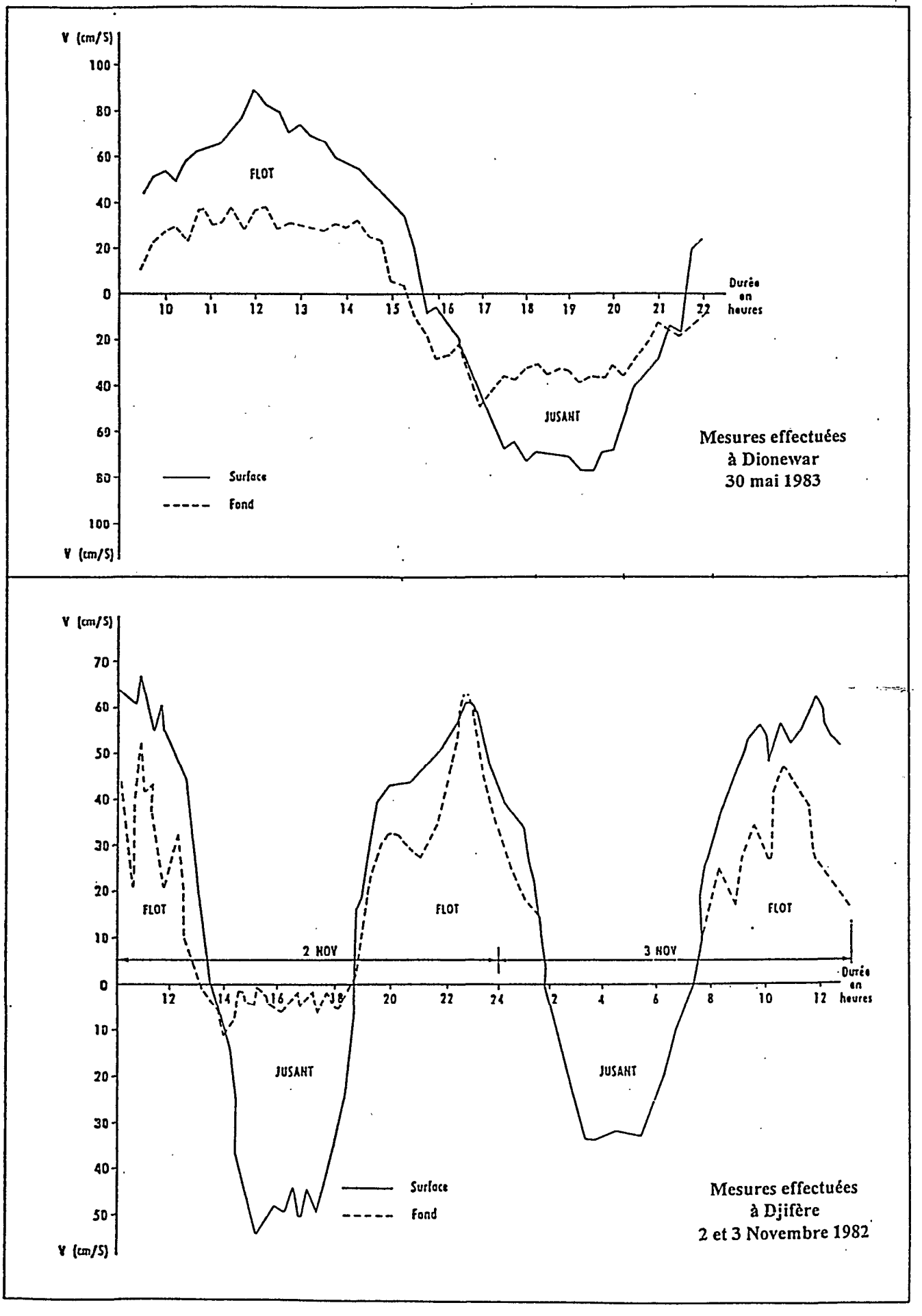


Fig. 2.7.- Variations de la vitesse du courant et de la durée du flot et du jusant.
(Source : Diop, 1990).

de la mangrove. Un retard de remplissage du réservoir amont en résulte. De la même manière, le retard de vidange de ce même réservoir explique que le courant dans le chenal soit encore en jusant (écoulement vers la mer) quand le niveau marin est déjà en train de remonter. En fait, l'ensemble « bolons », mangroves « tannes » jouent le rôle d'un bouchon atténuateur d'échange (Barusseau *et al*, 1985 a).

Du fait de ce bouchon atténuateur d'échange, les temps de résidence des masses d'eaux de la partie amont sont très longs. Les masses d'eau de ce bief sont très peu renouvelées. Elles subissent surtout une translation vers l'aval pendant le jusant et vers l'amont pendant le flot. Ces masses d'eau sont ainsi confinées à l'amont et subissent une forte évaporation d'où une augmentation de la salinité.

2.3.2.- La sursalure

Dans le Saloum et le Diomboss (à un degré moindre), la salinité augmente de l'aval vers l'amont en toute saison (fig. 2.8 a, b et c). La différence entre l'amont et l'aval est forte en fin de saison sèche pour le Saloum (75 en 1942, 62 en 1960, 90 en 1983 et 84 en 1993), pour le Diomboss, elle est par contre, toujours faible (maximum enregistré 5).

Ce modèle d'évolution spatiale de la salinité avec un gradient aval-amont positif, s'ajuste mal au cas du Bandiala en saison des pluies et durant les deux mois qui suivent (novembre et décembre). En effet, durant cette période, les apports d'eau douce de la rivière de Néma et de plusieurs sources font baisser localement la salinité dans les environs de Toubakouta et Soukouta (fig. 2.8a).

Le Diomboss et le Bandiala, avec une longueur plus faible et des eaux plus fréquemment renouvelées par la mer (surtout pour le Diomboss) présentent des salinités moins élevées que le Saloum. Ce dernier, pendant longtemps était partiellement séparé de la mer par la flèche sableuse de Sangomar qui empêchait le flot d'entrer de plein fouet dans le Saloum. Depuis 1987 cette flèche présente une brèche au niveau de Lagoba (fig. 2.2). Du fait du rôle de "bouchon atténuateur d'échange" que joue l'ensemble « bolons », « tannes », mangroves les effets de cette ouverture bien que perceptibles (Soumaré, 1992), n'ont pas pu faire diminuer de manière significative la salinité.

Les salinités maximales atteintes en amont du Saloum peuvent être très fortes certaines années (fig. 2.9). L'analyse de la figure 2.9 montre, de 1928 à 1994, une tendance à l'augmentation des salinités maximales. Cette figure montre que l'hyperhalinité existe dans la

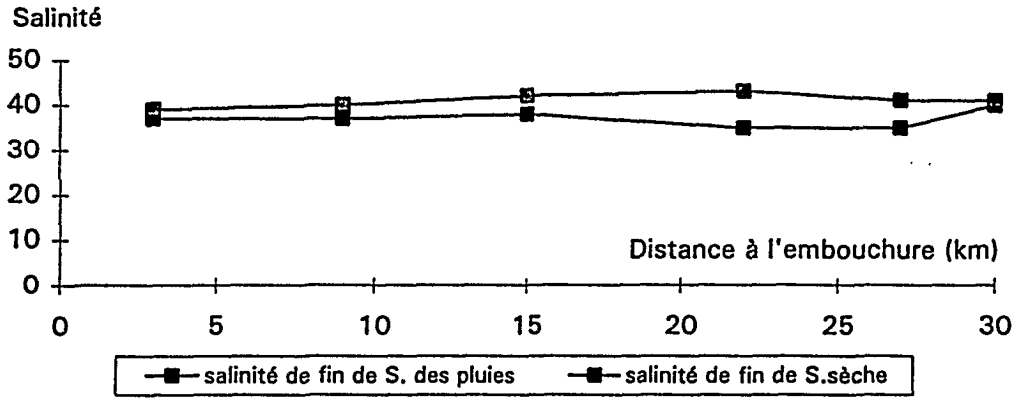


Fig. 2.8a.- Variation spatiale de la salinité dans le Bandiala (1991)

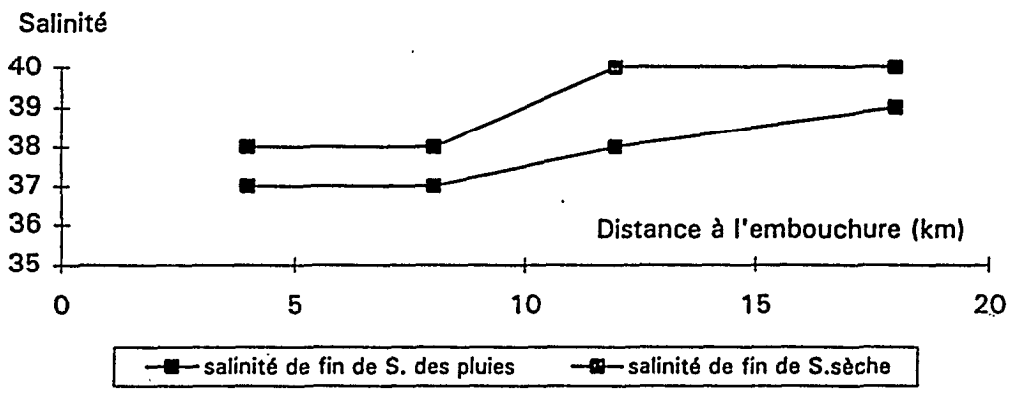


Fig. 2.8b.- Variation spatiale de la salinité dans le Diomboss (1991)

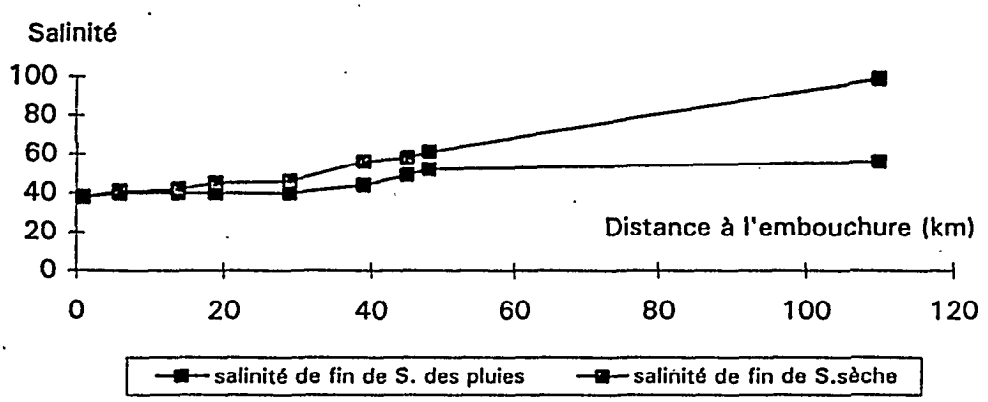


Fig. 2.8c.- Variation spatiale de la salinité dans le Saloum (1991)

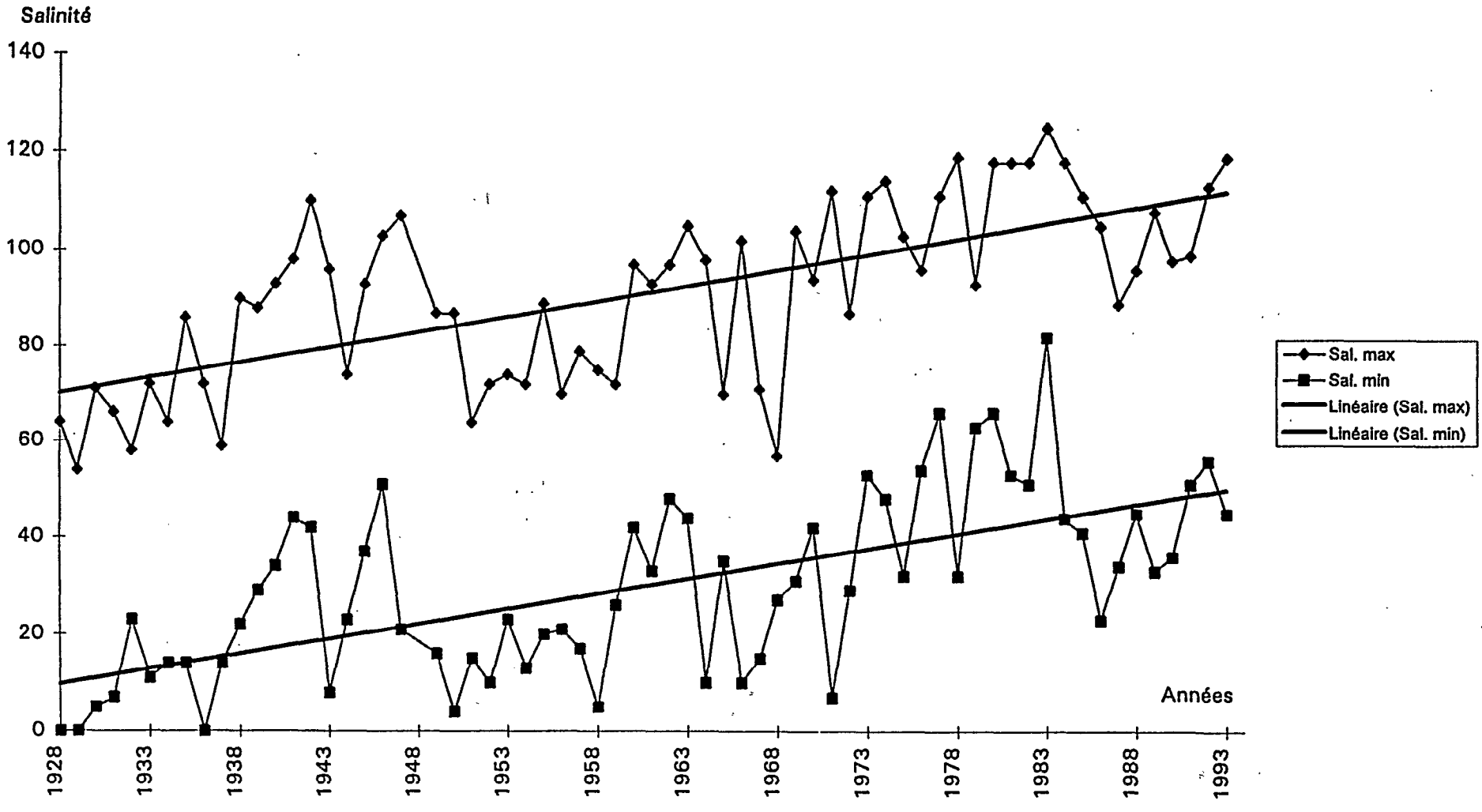


Fig. 2.9.- Evolution des salinités maximales et minimales à Kaolack de 1928 à 1993.

partie amont du Sine-Saloum en saison sèche au moins depuis 1928. L'absence de données ne permet pas de se prononcer sur la période antérieure.

La salinité dans l'estuaire du Sine-Saloum dépend essentiellement de la pluviométrie. Des modèles reliant les salinités maximales (S_{max}) et minimales (S_{min}) atteintes en amont du Saloum et la pluviométrie ont été établis (Pagès and Citeau, 1990) :

$$S_{max\,(n)} = 152 - 0{,}063\ R_{n-1} - 0{,}019\ R_{n-2} \quad (r^2 = 0{,}766)$$

$$S_{min\,(n)} = 89 - 0{,}070\ R_n - 0{,}013\ R_{n-1} \quad (r^2 = 0{,}77)$$

R_n est égal à la pluviométrie (mm) de l'année n.

Le nombre de mesures N = est 65

Au cours d'une même année, la salinité varie sensiblement de la même manière à toutes les stations : maximum en fin de saison sèche et minimum en fin de saison des pluies (fig. 2.10 a, b, c et d). D'une année à l'autre, l'allure de la courbe d'évolution de la salinité à une station donnée est sensiblement identique (Diouf *et al*, 1991). Les seules différences se situent au niveau des valeurs maximales et minimales atteintes (fig. 2.11). En période de déficit pluviométrique (exemple : 1992), les salinités maximales et minimales sont élevées ; alors qu'en année « normale » (exemple : 1967) elles sont toutes deux relativement basses.

Le plus souvent, les eaux du Sine-Saloum ne présentent pas de stratification haline verticale. Sur l'ensemble des mesures de salinité effectuées entre 1991 et 1993, dans 52 % des cas il n'y a pas de différence entre la salinité de fond et de surface. Quand cette différence existe, elle est le plus souvent de 1 (ce qui n'est pas significatif, le réfractomètre utilisé ayant une précision de 1) et n'est jamais supérieure à 2. En ce qui concerne la salinité, il semble donc qu'il y ait une relative homogénéité verticale des eaux.

Comparativement au milieu marin et aux estuaires « normaux » dans lesquels l'amplitude des variations spatiales de la salinité est rarement supérieure à 36, les écarts de salinités enregistrés entre la partie aval du Sine-Saloum et la partie amont du Saloum est relativement forte (75 en 1942 ; 90 en 1983 et 84 en 1993).

Sur l'échelle temporelle également les amplitudes de variations de la salinité sont extrêmement élevées en amont du Saloum (105 en 1971 ; 82 en 1986 et 74 en 1993) alors qu'en mer et dans les estuaires « normaux » elles ne sont presque jamais supérieures à 36.

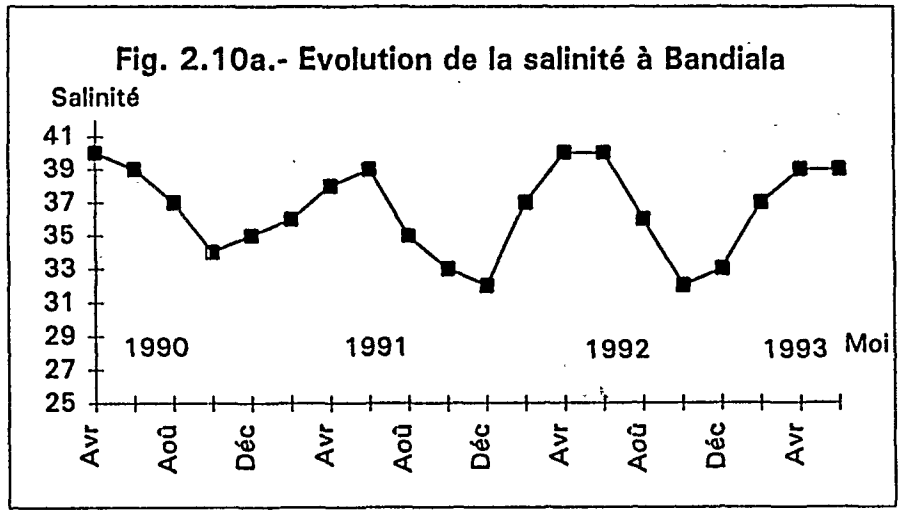


Fig. 2.10a.- Evolution de la salinité à Bandiala

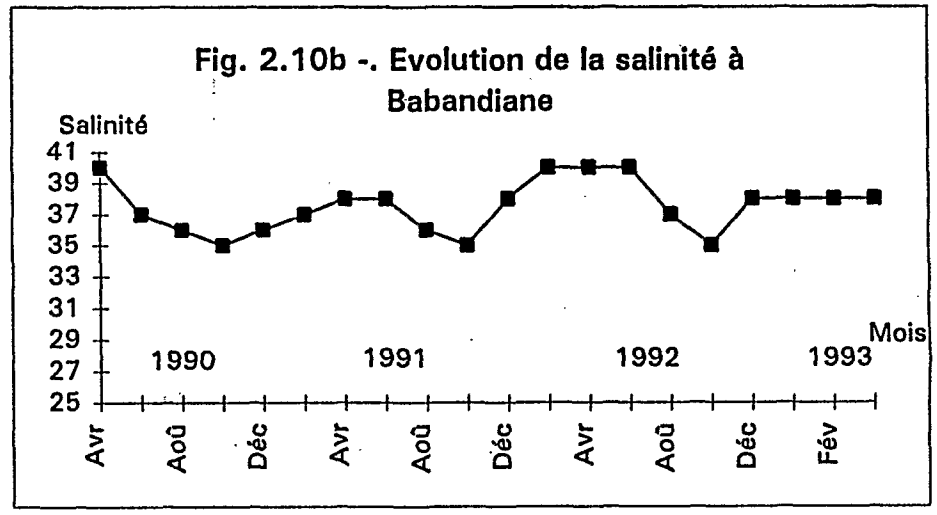


Fig. 2.10b -. Evolution de la salinité à Babandiane

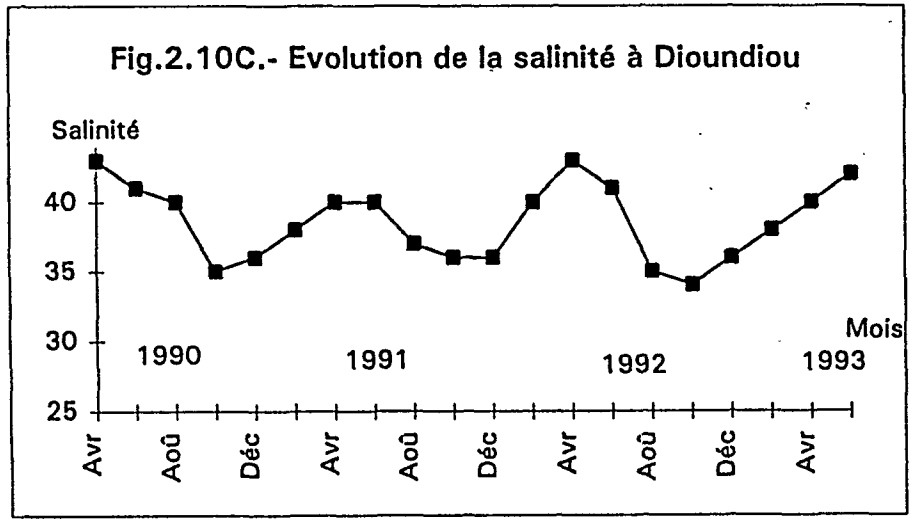


Fig.2.10C.- Evolution de la salinité à Dioundiou

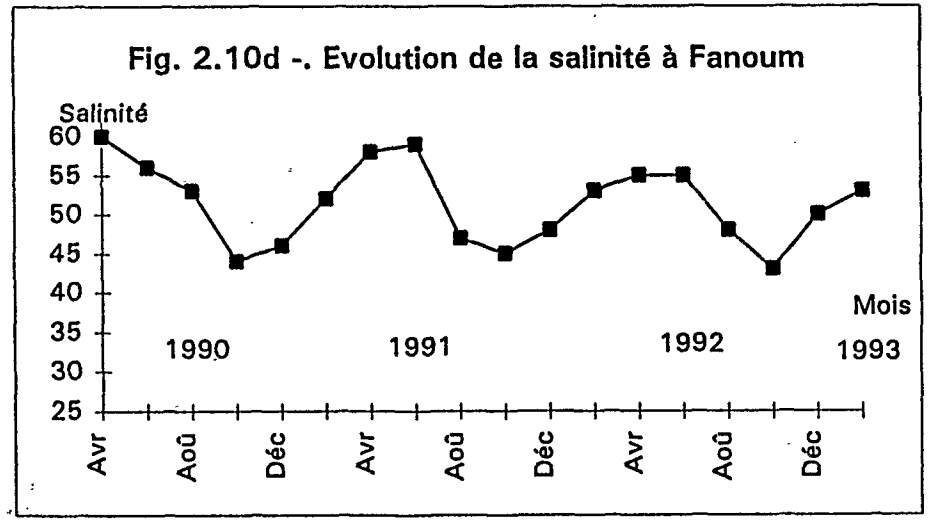


Fig. 2.10d -. Evolution de la salinité à Fanoum

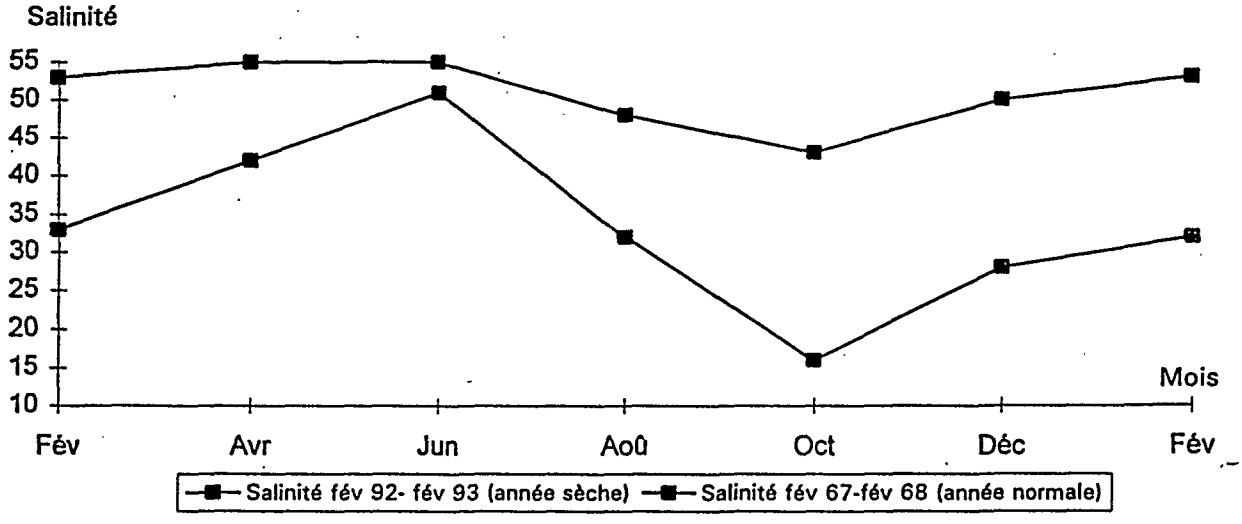


Fig. 2.11.- Evolution de la salinité à Foundiougne en période de déficit pluviométrique et en période de pluviométrie normale

2.3.3.- Variations de la transparence de l'eau (turbidité)

L'examen des figures 2.12 a, b, c et d montre que les valeurs de transparence les plus élevées se rencontrent surtout pendant la saison froide (décembre 1991 et janvier 1993 à Bandiala ; mars 1991, décembre 1991, février 1992 et décembre 1992 à Dioundiou ; entre février 1992 et avril 1992 à Fanoum). Par ailleurs, à l'exception de 1992 (une des deux années les moins pluvieuses des cinquante dernières années), les mois de saison des pluies ont une faible transparence.

Pour vérifier l'existence d'un effet mois sur la transparence, nous avons effectué une analyse de variance. Les résultats sont consignés dans le tableau suivant.

Tableau 2.2- Résultats d'analyse de variance : effet mois sur la transparence.

Sources de variation	DL	SCE	CM	F	PROBA
Modèle	9	17,9	2	4,28	0,0001
erreur	109	50,8	0,5		

Il apparaît ainsi qu'il y a un effet mois significatif au seuil de 0,0001.

Le test de Tukey a été ensuite utilisé pour comparer les moyennes par mois de la transparence. Ce test spécialement adapté aux comparaisons deux à deux, est plus puissant que ceux de Sidak, Bonferroni et de Scheffe (SAS, 1988).

Deux moyennes sont significativement différentes si :

$$|Mi - Mj| / s\sqrt{(1/ni + 1/nj)/2} \geq q(\alpha, k, \nu)$$

où Mi - Mj = la différence entre les deux moyennes, s = racine du carré moyen de l'erreur, n_i et n_j sont les effectifs et q (α, k, ν) = valeur critique au niveau α pour une distribution réduite de k variables et ν degré de liberté.

Fig. 2.12a.- Evolution temporelle de la profondeur de disparition du disque de Secchi à Bandiala.

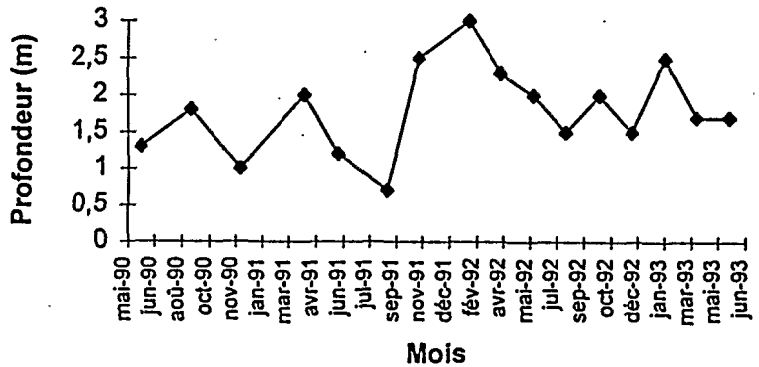


Fig. 2.12b.- Evolution temporelle de la profondeur de disparition du disque de Secchi à Babandiane.

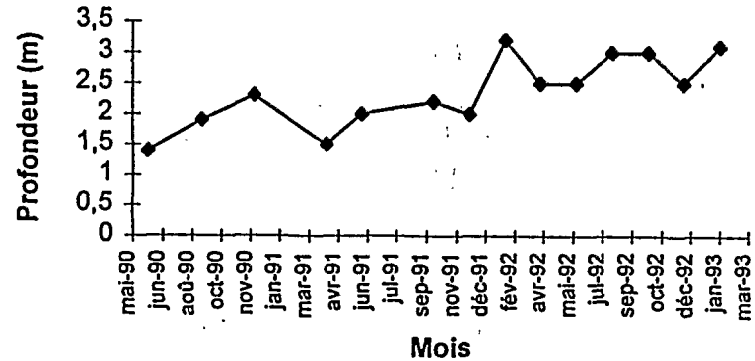


Fig. 2.12c.- Evolution temporelle de la profondeur de disparition du disque de Secchi à Dioundiou.

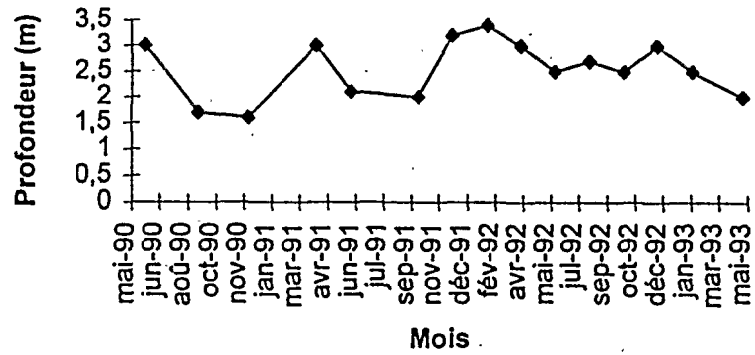


Fig. 2.12d.- Evolution temporelle de la profondeur de disparition du disque de Secchi à Fanoum.

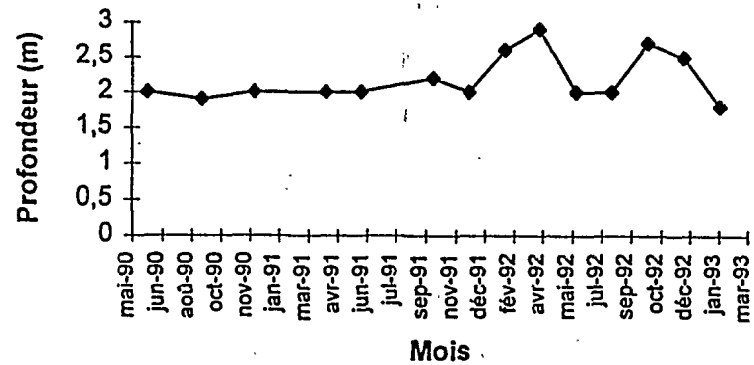


Tableau 2.3 -Moyennes mensuelles (classées par ordre décroissant) de la transparence

Mois	Nombre de mesures	Moyenne
8	10	3,03
2	15	2,79
4	18	2,34
10	14	2,2
12	22	2,11
7	7	1,97
6	17	1,93
9	9	1,75
5	6	1,68

Les résultats du test de Tukey sont résumés dans le Tableau 2.4.

Tableau 2.4 - Résumé des tests de comparaisons des moyennes par mois de la transparence (+ = différence significative et - = différence non significative au seuil 0,05)

MOIS	2	4	5	6	7	8	9	10	12
2	-	-	+	+	-	-	+	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	+	-	-	-	-	+	-	-	-
6	+	-	-	-	-	+	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	+	+	-	-	+	-	+
9	+	-	-	-	-	+	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-	+	-	-	-

Les différences significatives sont notées entre d'une part août, qui n'a été échantilllonné qu'en 1992 (année de très faible pluviommétrie) et les mois de décembre (mois de la saison froide), de mai et juin (saison chaude) et septembre (mois de la saison des pluies. Par ailleurs, on note des différences significatives de moyennes entre févier d'une part et d'autre part mai, juin et septembre. En saison des pluies, le ruissellement, par les éléments qu'il entraîne, tend à augmenter la turbidité de l'eau. La faiblesse de la pluviométrie en 1992 fait que le mois d'août ne se comporte pas comme un mois « d'hivernage » : la transparence étant élevée.

Durant la saison chaude sèche, les concentrations en chlorophylle relativement fortes (section 2.4.1) contribuent à diminuer la transparence. A l'inverse, les faibles concentrations de chlorophylle enregistrées en saison froide font que l'eau est claire.

Pour vérifier l'existence d'un effet saisons sur la transparence, une analyse de variance a été réalisée. Les mois correspondant à la saison des pluies de 1992 ont été retirés de l'analyse à cause de l'extrême faiblesse de la pluviométrie de cette année qui a fait que l'évolution de la transparence durant cette période était différente du schéma habituel.

Tableau 2.5 - Résultats d'analyse de variance : effet saison sur la transparence.

Sources de variation	DL	SCE	CM	F	PROBA
Modèle	2	3,6	1,8	4,38	0,01
erreur	100	41,6	0,4		

L'effet saison est significatif au seuil de 0,01. La comparaison des moyennes saisonnières de la transparence (saison sèche chaude moyenne = 2,08 m N= 41 ; saison sèche froide moyenne = 2,40 m N=38 ; Saison pluvieuse moyenne = 1,85 m N=22) par le test de Tukey fait apparaître une différence significative au seuil de 0,05 entre la saison froide (forte transparence) et la saison pluvieuse (faible transparence).

Pour étudier l'effet station sur la transparence, une analyse de variance a été également utilisée(tabl. 2.6).

Tableau 2.6 - Résultats d'analyse de variance : effet stations sur la transparence.

Sources de variation	DL	SCE	CM	F	PROBA
Modèle	14	24,6	1,7	3,99	0,0001
erreur	108	47,5	0,4		

L'analyse met en évidence un effet station significatif au seuil 0,0001.

Afin de comparer les moyennes par station le test de Turkey a été employé. Ce test n'a été appliqué qu'aux sations où le nombre d'observation est ≥ 5.

Tableau 2.7 - Moyennes par station de la transparence.
(classées par ordre décroissant)

Stations	Nombre de mesures	Moyenne
10	5	3,38
17	13	2,76
6	15	2,55
19	12	2,48
15	13	2,24
11	12	2,17
9	10	2,06
4	6	2,01
5	9	2
7	2	1,8
1	17	1,75
30	1	1,7
2	5	1,42
28	2	1,35
31	1	1

Dans le tableau suivant sont résumées les résultats des comparaisons des moyennes par station.

Tableau 2.8 - Résumé des tests de comparaisons des moyennes par station de la transparence (+ = différence significative et - = différence non significative au seuil 0,05)

STATIONS	1	2	4	5	6	9	10	11	15	17	19
1	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-
2	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Des différences significatives apparaissent entre les stations situées en aval du Bandiala (faible transparence) et des stations situées dans des zones proches de l'embouchure du Saloum (17) et du Diomboss (10). La relative faiblesse de la transparence des stations 1 et 2 (embouchure du Bandiala) est due à la richesse trophique de ce bras (chlorophylle et matière organique provenant de la mangrove).

La faible transparence des eaux de la zone amont du Saloum (dont la moyenne n'a pas pu être comparée à celle des autres stations en raison du petit nombre de mesures) est à mettre

en relation avec l'abondance en permanance de la matière organique provenant de la mangrove. En effet, du fait du fonctionnement hydrologique déficitaire dans le sens amont aval, la matière organique issue des zones riches en mangrove est entraînée vers l'amont où elle s'accumule (section 2.3.7)

2.3.4.- Variations des températures de l'eau

La température de l'eau évolue au cours de l'année sensiblement de la même manière sur l'ensemble du Sine-Saloum (fig. 2.13). Les valeurs maximales d'environ 32 °C sont enregistrées entre juin et octobre et les plus faibles qui sont de l'ordre de 21 à 22 °C entre décembre et février.

Une analyse de variance (tabl. 2.9) réalisée sur la température de l'eau fait ressortie un effet saisonnier très marqué.

Tableau 2.9 - Résultats d'analyse de variance : effet saison sur la température.

Sources de variation	DL	SCE	CM	F	PROBA
Modèle	2	581,3	290,7	116,3	0,0001
erreur	127	317,5	2,5		

La comparaison des moyennes saisonnières (saison chaude pluvieuse moyenne = 29,65 N=41 ; saison chaude sèche moyenne = 27,14 N=51 ; saison froide moyenne = 24,22 N = 38) par le test de Tukey indique des différences significatives au seuil de 0,05 entre les différentes saisons.

Par contre, sur le plan spatial, l'analyse de variance effectuée (tabl. 2.10) montre l'absence d'effet significatif.

Tableau 2.10 - Résultats d'analyse de variance : effet stations sur la température.

Sources de variation	DL	SCE	CM	F	PROBA
Modèle	15	95,7	6,4	0,89	0,57
erreur	119	852,6	7,2		

Dans les bras principaux du complexe estuarien du Sine-Saloum, le plus souvent (70 % des cas) il n'y a pas de grandes différences de température entre le fond et la surface. Dans

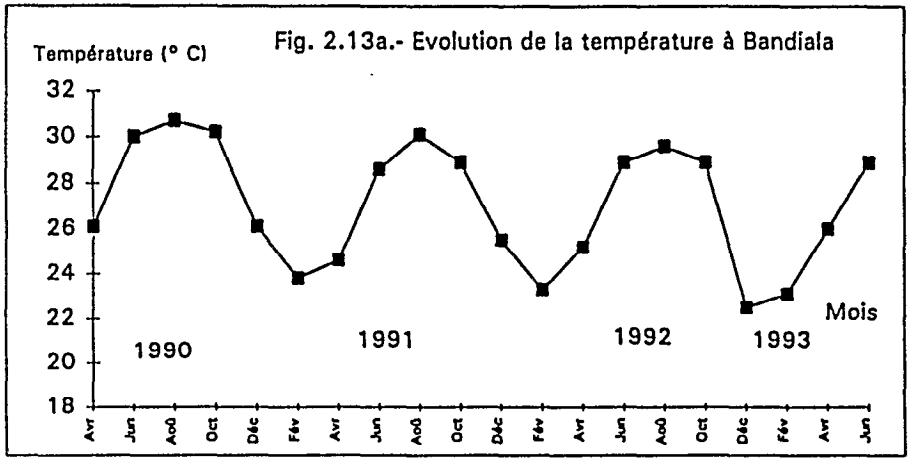


Fig. 2.13a.- Evolution de la température à Bandiala

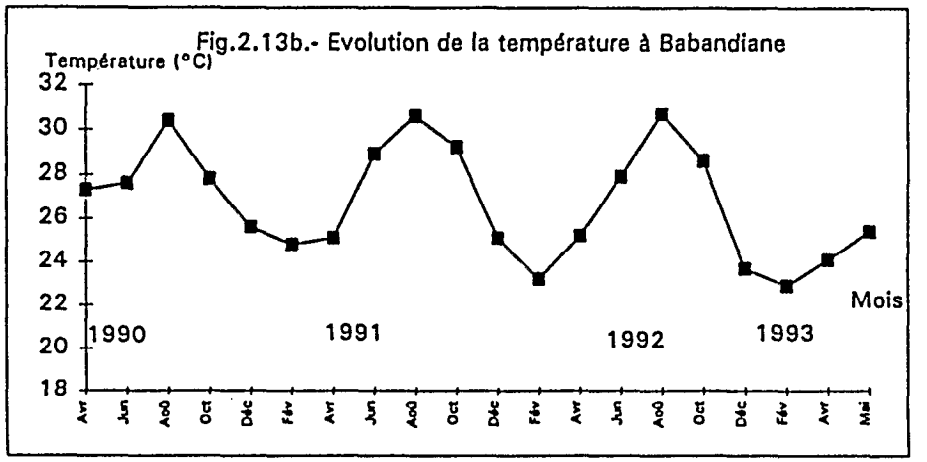


Fig.2.13b.- Evolution de la température à Babandiane

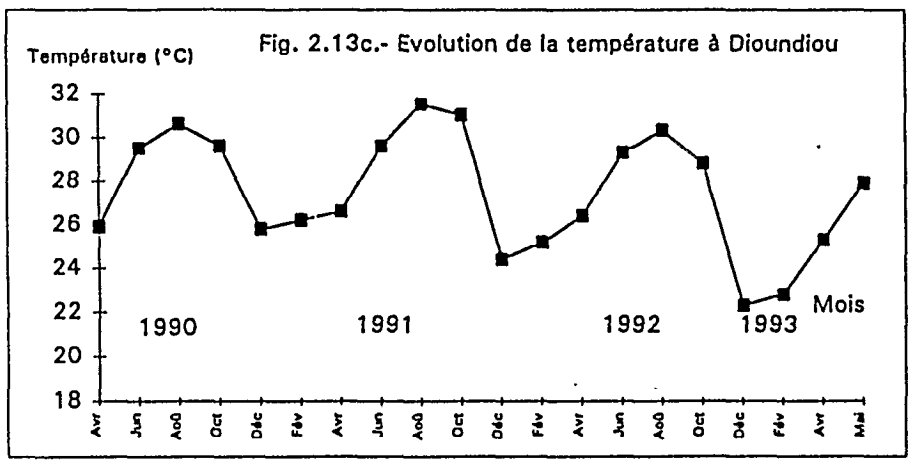


Fig. 2.13c.- Evolution de la température à Dioundiou

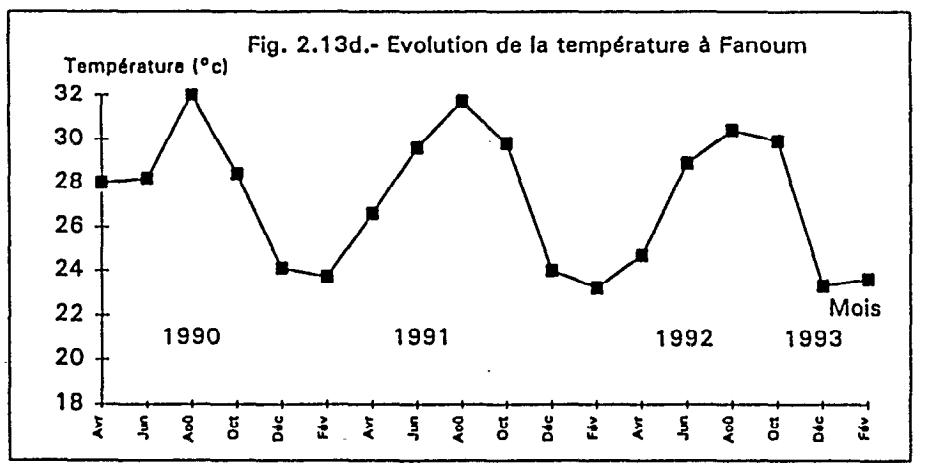


Fig. 2.13d.- Evolution de la température à Fanoum

les situations où cette différence existe elle est inférieure à 2 °C et est souvent en faveur de la surface.

Il apparaît ainsi qu'en ce qui concerne la température, ce sont surtout les variations temporelles qui sont importantes.

2.3.5.- Facteurs structurants de l'hydroclimat estuarien.

Afin d'étudier la dynamique de l'hydroclimat, nous avons effectué une analyse en composantes principales (ACP) sur des données physico-chimiques. Ces dernières portent sur trois années (1991 à 1993). Le rythme des sorties était bimestriel et l'échantillonnage[1] couvrait l'ensemble des bras principaux du Sine-Saloum (fig. 2.14). Les variables prises en compte dans cette analyse sont : les nitrates (NO_3), les phosphates (PO_4), les silicates (SiO_3), la matière organique dissoute (MOD), les matières en suspension (MES), la chlorophylle totale (Chl), la salinité (Sal), la température (Tmp), la profondeur (Pfr), la distance par rapport à l'embouchure (Dmb) et la profondeur de disparition du disque de Secchi (Scc).

Certains facteurs du milieu comme le pH et l'oxygène, qui ne présentent pas de variations notables, n'ont pas été inclus dans l'ACP. Les valeurs de pH sont presque toujours comprises entre 7 et 8. Par ailleurs, le milieu est toujours bien oxygéné et les cas de sous saturation sont extrêmement rares. Il apparaît que ces deux paramètres ne peuvent pas être des facteurs structurants au Sine-Saloum.

L'allure de l'histogramme des valeurs propres (fig. 2.15) suggère de retenir les deux premiers axes. Mais du fait que la part expliquée par ces deux axes nous semble modeste (41 %) et que la valeur propre du troisième axe n'est pas faible (elle est supérieure à la moyenne des valeurs propres), nous avons inclus cet axe dans l'interprétation de l'analyse. Ces trois premiers axes permettent d'expliquer 53 % de l'information.

L'examen du plan factoriel 1-2 (fig. 2.16) montre que l'axe 1 (horizontal), oppose les stations de l'amont à celles de l'aval. Par ailleurs, en se référant au cercle des corrélations des variables avec les axes 1 et 2 (fig. 2.17), on se rend compte que parmi les variables bien représentées, à savoir salinité, distance par rapport à l'embouchure, température et concentration en silicates, les deux premières sont plus proches de l'axe 1. L'axe 1 peut donc être assimilé au gradient amont aval.

---

[1] Les méthodes d'échantillonnage sont exposées au chapitre 3.

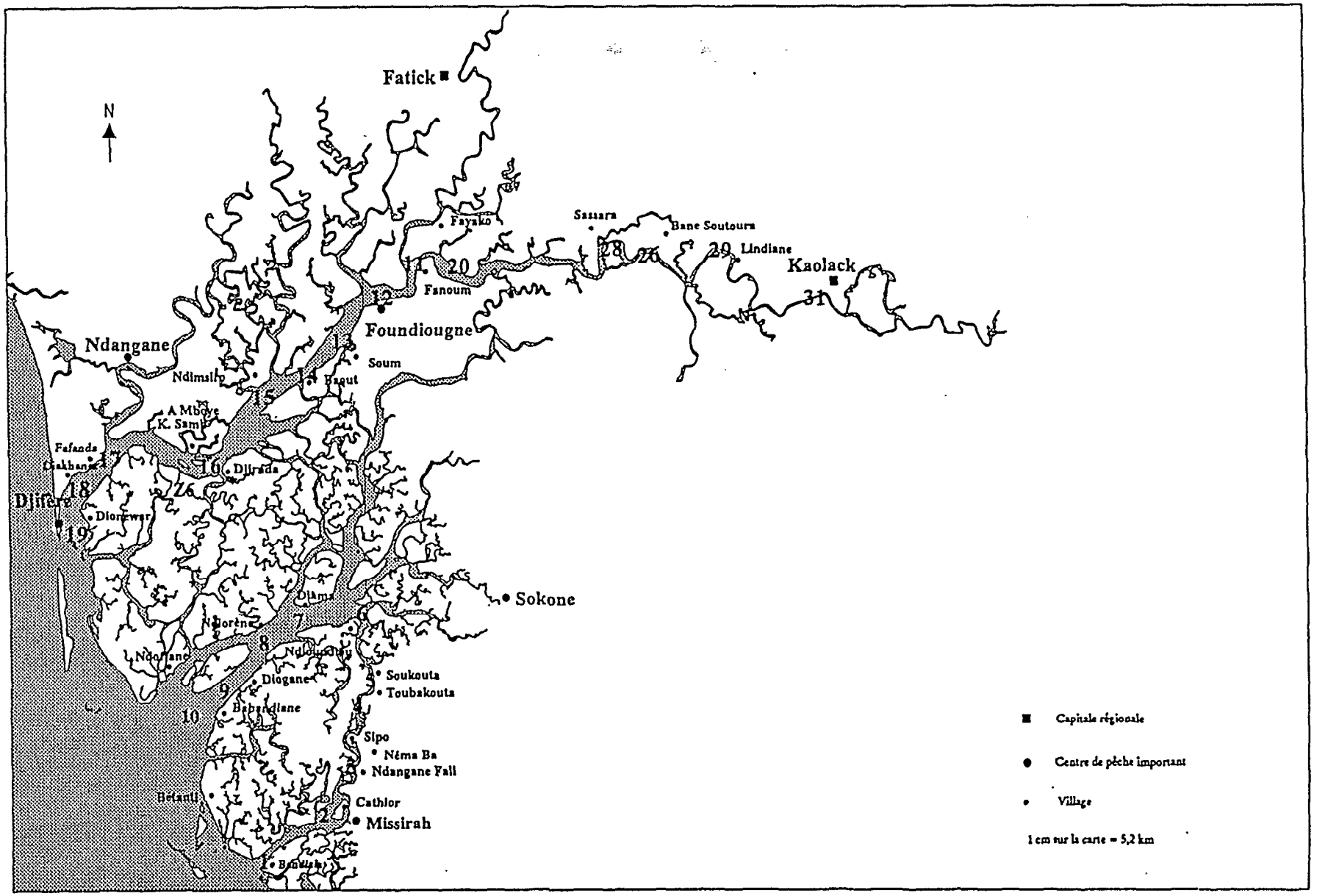


Fig. 2.14.- Localisation des stations de prélèvements physico-chimiques.

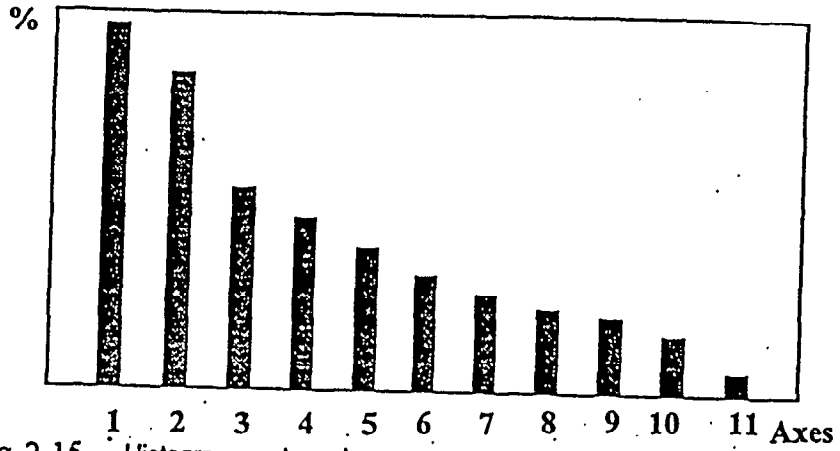


Fig. 2.15.- Histogramme des valeurs propres

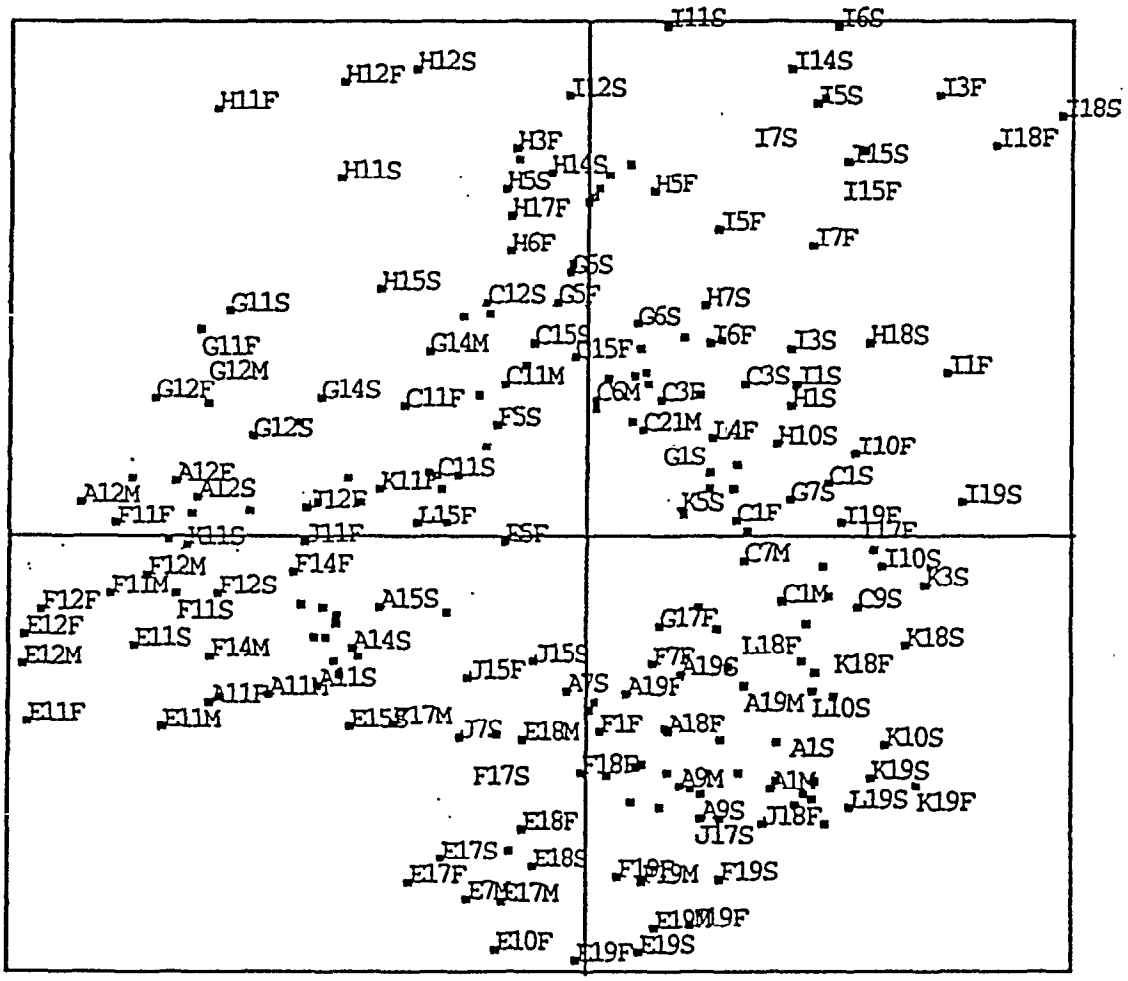


Fig. 2.16.- plan factoriel 1-2

Chaque point est désigné par une lettre,un chiffre et une autre lettre. La première lettre correspond à une campagne, le chiffre à une station (Cf. fig. 2.14) et la deuxième lettre au niveau où le prélèvement a été fait (S = surface, M = milieu et F = fond).
Signification des lettres correspondant aux campagnes : A = avril 1991, B = juillet 1991, C = octobre 1991, D = décembre 1991, E = février 1992, F = avril 1992, G = juin 1992, H = août 1992, I = octobre 1992, J = décembre 1992, K= février 1993, L = mai 1993.

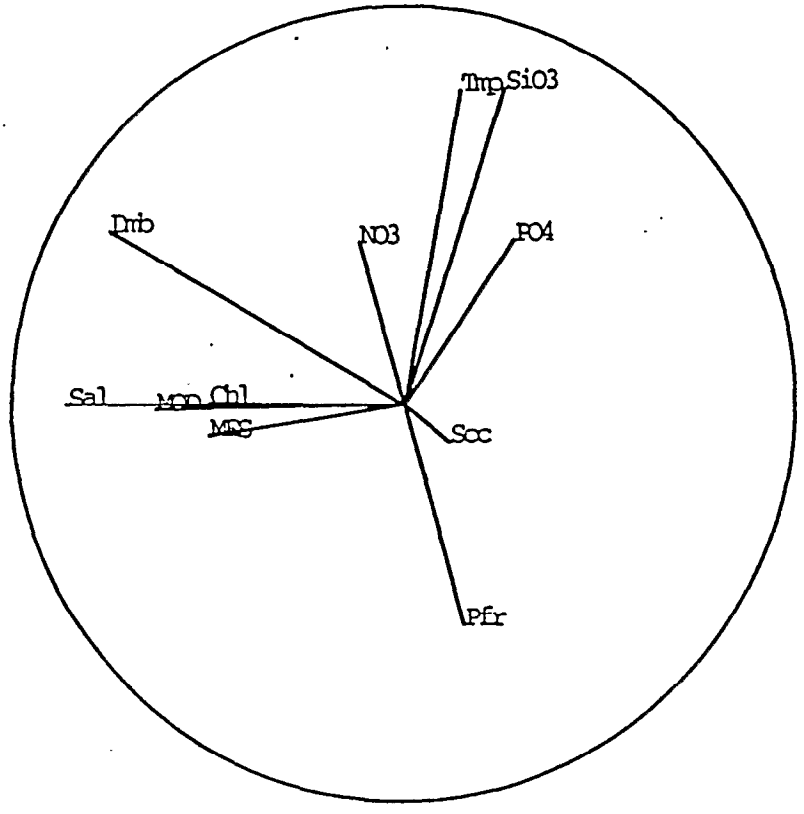


Fig. 2.17.- Cercle des corrélations axes 1-2. (NO_3 = nitrates, PO_4 = phosphates, SiO_3 = silicates, MOD = matière organique dissoute, MES = matières en suspension, Chl = chlorophylle totale, Sal = salinité, Tmp = température, Pfr = profondeur, Dmb = Distance par rapport à l'embouchure, Scc = profondeur de disparition du disque de Secchi.

Il apparaît ainsi que le gradient amont aval est un des principaux facteurs de structuration de l'hydroclimat.

Le cercle des corrélations des variables avec les axes 1-2 (fig. 2.17) indique que la matière organique dissoute, la chlorophylle, les matières en suspension et la distance par rapport à l'embouchure évoluent globalement de la même manière que la salinité. Cette co-évolution salinité-matières organiques dissoutes a été signalée en Casamance par Pagès (1992) et celle entre la salinité et la chlorophylle par Cecchi (1992) dans le fleuve Sénégal. Cette analyse globale des données cache les différences qui existent entre les bras principaux. En effet le calcul de corrélation par bras permet de voir que la relation salinité-distance à l'embouchure très forte dans le Saloum (r=0,86 au seuil de significativité de 0,0001) l'est moins dans le Bandiala (r=0,25 au seuil de 0,0045) et encore moins dans le Diomboss (r=0,11 au seuil de 0,35). Quant à la relation salinité-biomasse chlorophyllienne, elle est forte dans le Diomboss (r=0,60 au seuil de 0,0001) moyenne dans le Saloum (r=0,25 au seuil de 0,0001) et inverse dans le Bandiala (r=-0, 17 au seuil 0,05).

Les variables température et silicates qui sont les plus proches de l'axe 2 sont mal corrélées au premier groupe de variable (salinité, matières organiques dissoutes, matières en suspension, biomasse chlorophyllienne et distance par rapport à l'embouchure).

L'axe 2 oppose les observations de la saison sèche froide à celle de la saison chaude pluvieuse (fig. 2.16). Les variables qui contribuent le plus à la constitution de cet axe sont la température, la teneur en silicates et la profondeur. Cette dernière a un comportement inverse des deux premières sur cet axe 2 comme l'indique sa direction dans le cercle des corrélations (fig. 2.17). L'évolution de la température et de la teneur en silicate est marquée par des cycles saisonniers très nets comme le montrent les figures 2.18 a et b (sur cette figure, le mois 1 correspond à janvier 1991 et le mois 30 à juin 1993). Les variations temporelles de ces deux variables sont très proches et la seule différence notable se situe au mois d'octobre 1991 (mois 10) durant lequel les teneurs en silicates connaissent une légère baisse alors que les températures passent par un maximum. Cette différence est due au fait que les observations ont été faites au début du mois d'octobre 1991, alors que contrairement à ce qui se passe habituellement dans le Saloum, la pluviométrie du mois de septembre a été particulièrement faible comparée aux autres années (308 mm en 1989, 240 mm en 1990, 205 mm en 1992, 280 mm en 1993 et seulement 86 mm en 1991). Or la pluie joue un rôle important dans l'enrichissement du milieu en silicate (Dème-Gningue et Diouf, 1993) (fig. 2.19). La

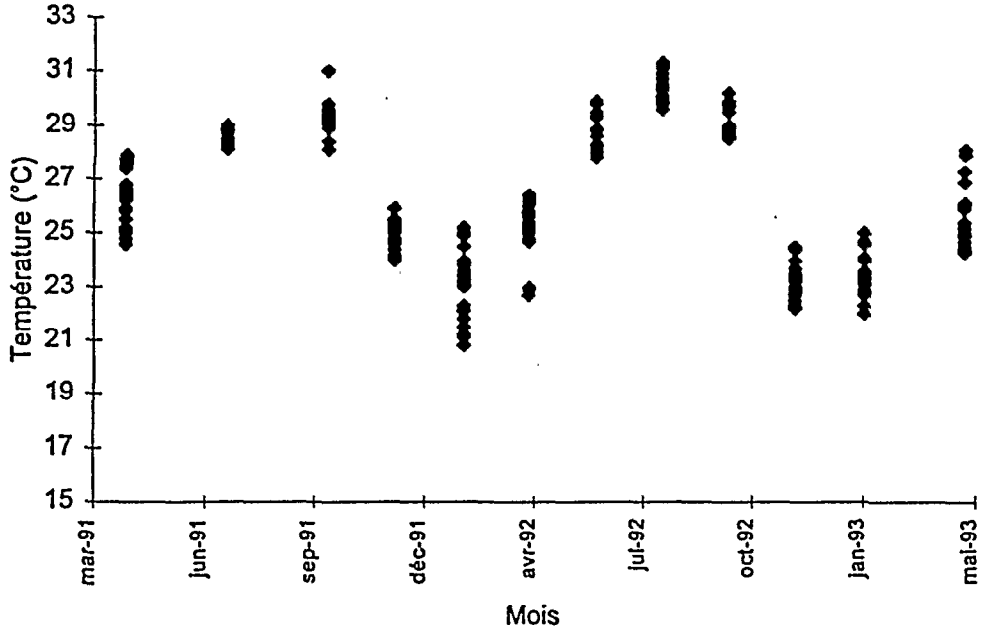


Fig. 2.18a.- Variations temporelles de la température

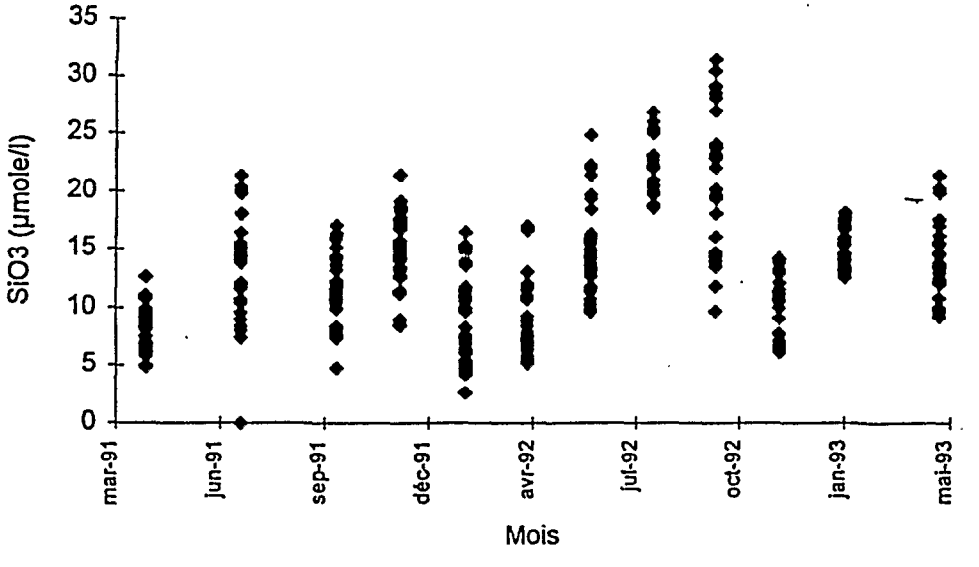


Fig. 2.18b.- Variations temporelles de Si03

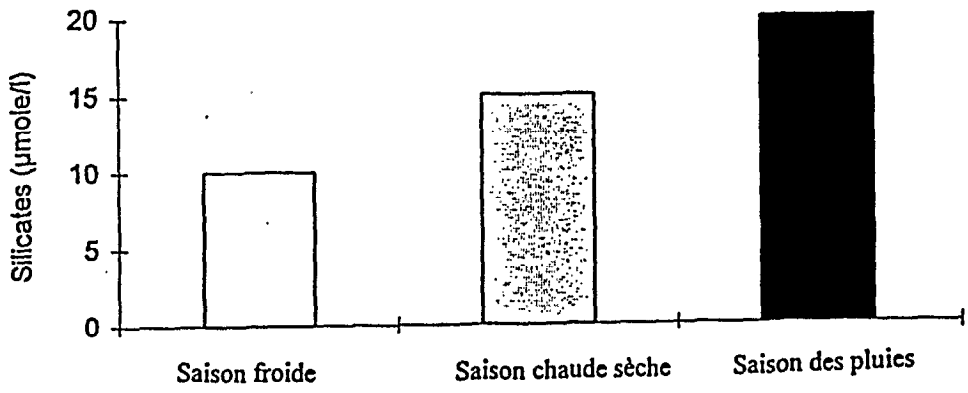


Fig. 2.19a.- Evolution saisonnière des silicates dans le Bandiala

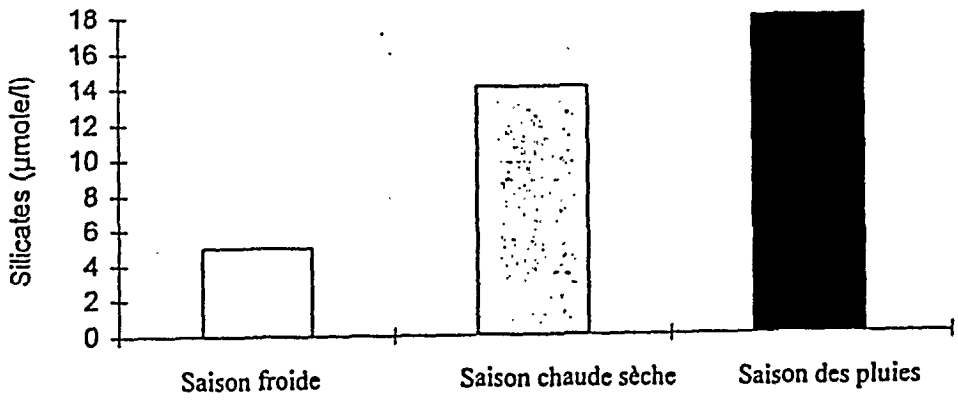


Fig.2.19b.- Evolution saisonnière des silicates dans le Diomboss

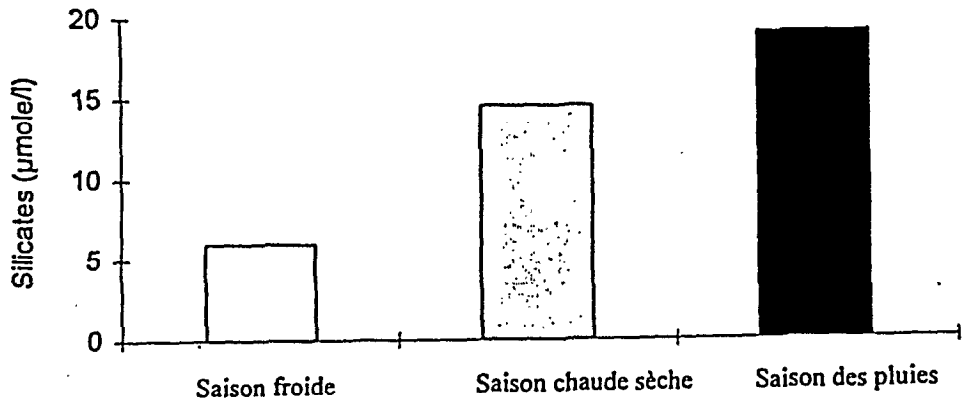


Fig.2.19c.- Evolution saisonnière des silicates dans le Saloum

profondeur qui s'oppose à la température et à la teneur en silicates sur l'axe 2, ne présente pas de variations saisonnières.

L'axe 2 peut être assimilé à un axe de saisonnalité. Il en découle que le deuxième facteur structurant l'hydroclimat est la succession des saisons.

L'examen du cercle des corrélations avec les axes 1 et 3 (fig. 2.20) montre que la seule variable bien représentée proche de l'axe 3 (vertical) est la profondeur de disparition du disque de Secchi. En effet c'est cette variable qui contribue le plus à la construction de l'axe 3. Elle y contribue à elle seule pour 40 %. Cet axe discrimine les observations à grande profondeur de disparition du disque de Secchi de celles où cette mesure est faible (fig. 2.21).

2.3.6.- Le seston

Le seston a été étudié par Pagès *et al.*(1992) sous l'angle de sa composition élémentaire (C, N, P) en appliquant la notion de spectre de taille dont l'analyse fournit des renseignements sur la structure du réseau trophique. Deux campagnes ont été réalisées : une en août 1992 et une autre en octobre 1992 (fig. 2.22).

Les concentrations en azote organique particulaire total (ΣPON) sont à peu près les mêmes dans les zones aval des trois bras principaux (fig. 2.22 a). Dans le Saloum, au-delà de Fayako (55 km de l'embouchure) la concentration en ΣPON augmente considérablement (20 µmole/l). La fraction grossière d'azote organique particulaire (PONg) (retenue par les filtres de 20 et 40 mµ) tend en valeur absolue à diminuer de la mer vers l'amont pour le Bandiala et le Diomboss. Pour le Saloum, elle décroît de la mer à Fayako (PK 55) puis elle remonte légèrement. En valeur relative, la contribution de PONg s'effondre en amont. Les fractions fines (retenues par les mailles 1,2 mµ et 2,7 mµ) augmentent en valeur absolue de la mer vers l'amont.

Le phosphore organique particulaire total (ΣPOP) présente des valeurs assez homogènes en aval des trois bras principaux. Dans le Saloum, on note une légère diminution de ΣPOP entre Baout (PK 35) et Fayako (PK 55) (fig. 2.22 b). La fraction grossière (POPg) diminue fortement vers l'aval en valeur absolue. La fraction fine par contre ne présente pas de tendance spatiale, sauf des valeurs fortes en extrême amont du Saloum.

2.3.7.- Les mécanismes d'enrichissement trophiques.

Les figures 2.23 a, b et c montrent que pour les nitrates, les plus fortes teneurs se rencontrent en octobre 1991 et en août et octobre 1992. Les silicates sont plus abondants en

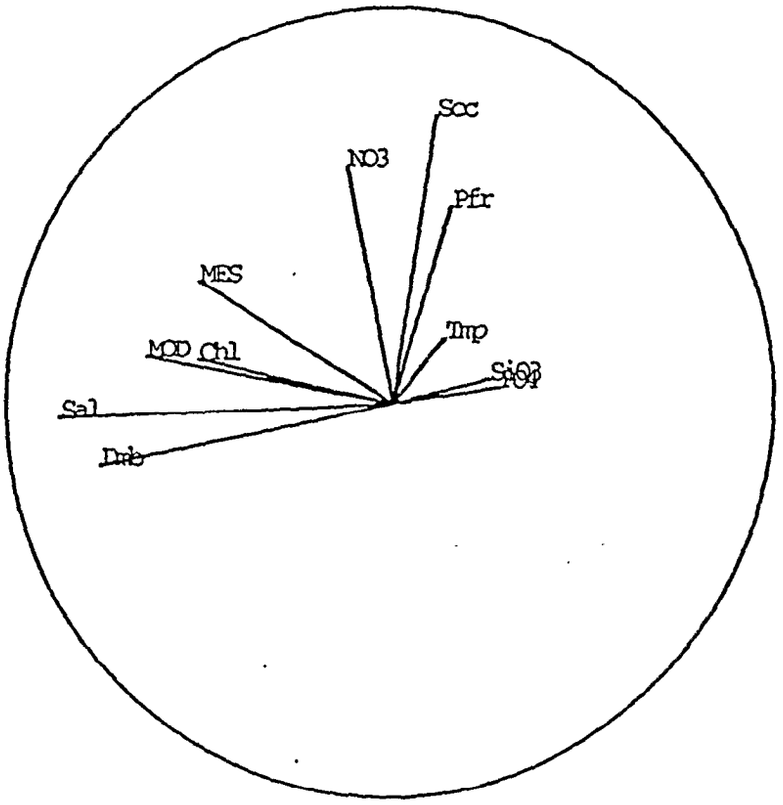


Fig. 2.20.- Cercle des corrélations axes 1-3. (NO_3 = nitrates, PO_4 = phosphates, SiO_3 = silicates, MOD = matière organique dissoute, MES = matières en suspension, Chl = chlorophylle totale, Sal = salinité, Tmp = température, Pfr = profondeur, Dmb = Distance par rapport à l'embouchure, Scc = profondeur de disparition du disque de Secchi.

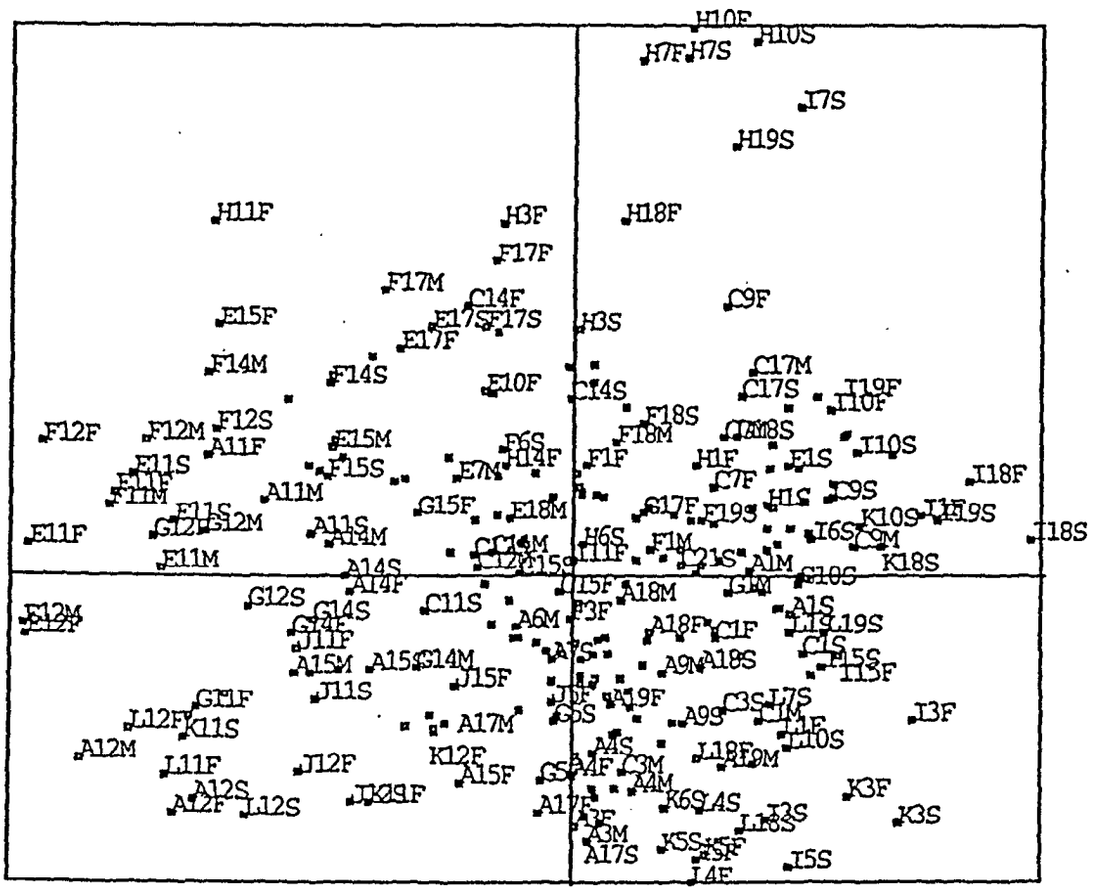


Fig. 2.21.- Plan factoriel 1-3 (même légende que la figure 2.16)

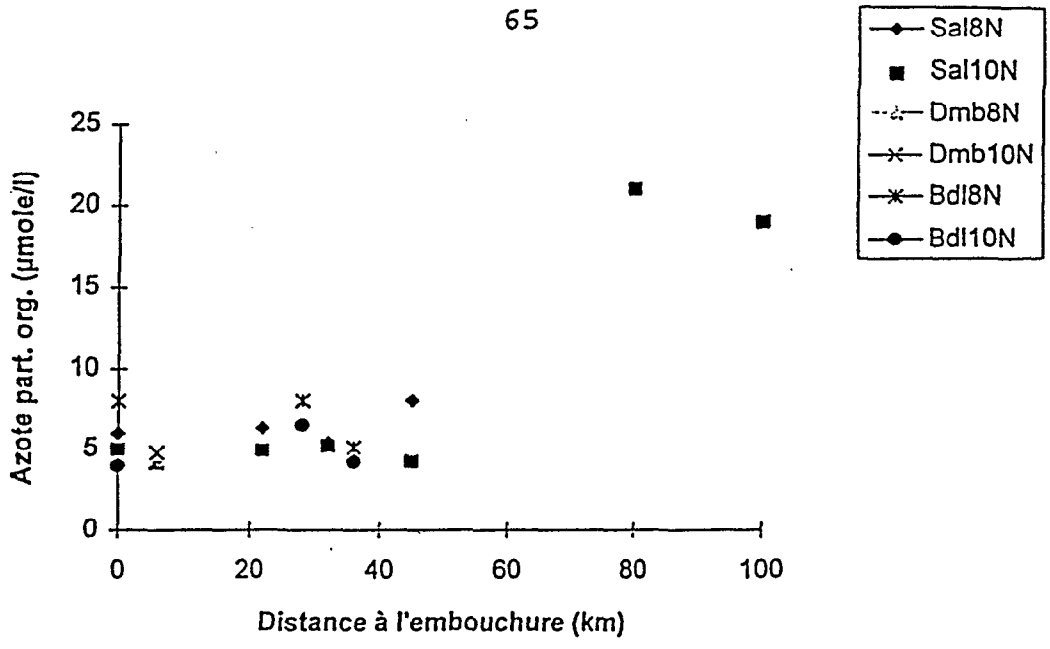


Fig. 2.22a.- Evolution spatiale de la concentration de l'azote organique particulaire total. (Sal8N = Saloum août 1992, Sal10N = Saloum octobre 1992, Dmb8N = Diomboss août 1992, Dmb10N = Diomboss octobre 1992, Bdl8N = Bandiala août 1992, Bdl10N = Bandiala octobre 1992).

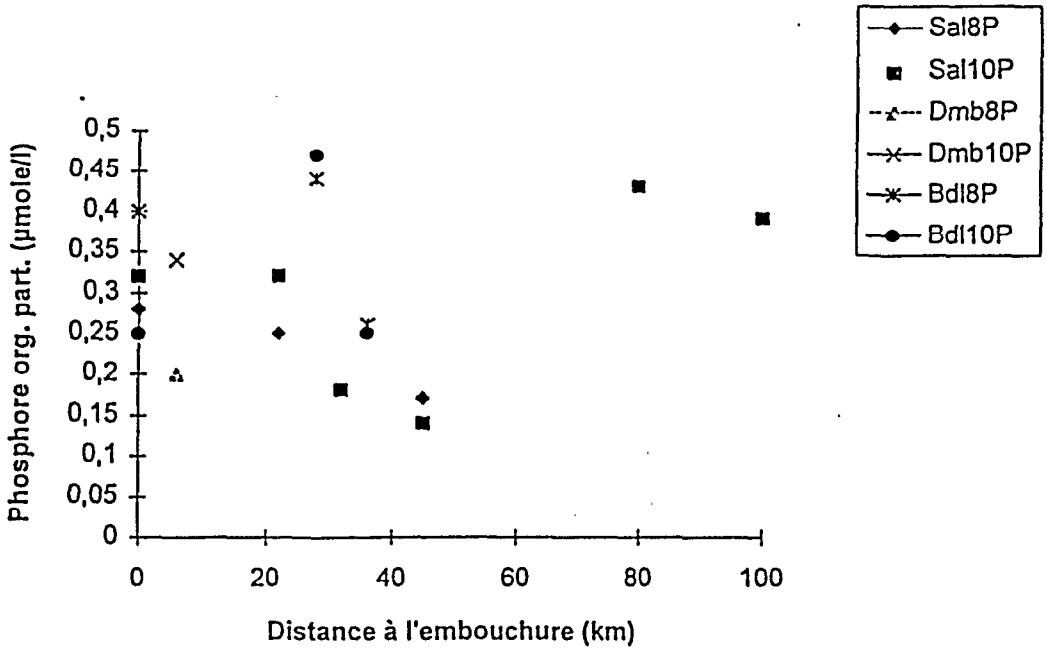


Fig. 2.22b.- Evolution spatiale de la concentration du phosphore organique particulaire total. (Sal8P = Saloum août 1992, Sal10P = Saloum octobre 1992, Dmb8P = Diomboss août 1992, Dmb10P = Diomboss octobre 1992, Bdl8P = Bandiala août 1992, Bdl10P = Bandiala octobre 1992).

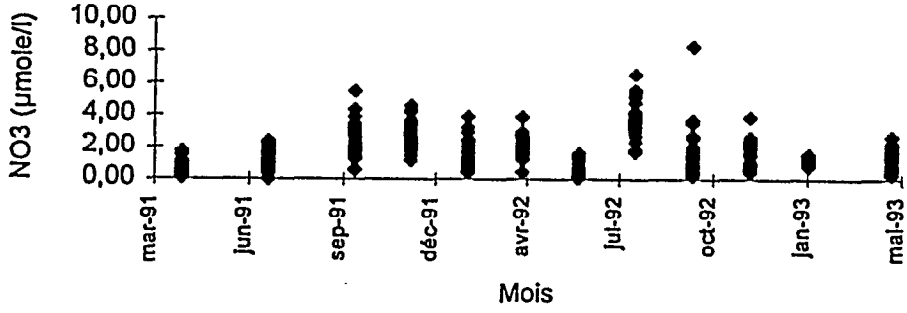


Fig.2.23a.- Variations temporelles de NO3

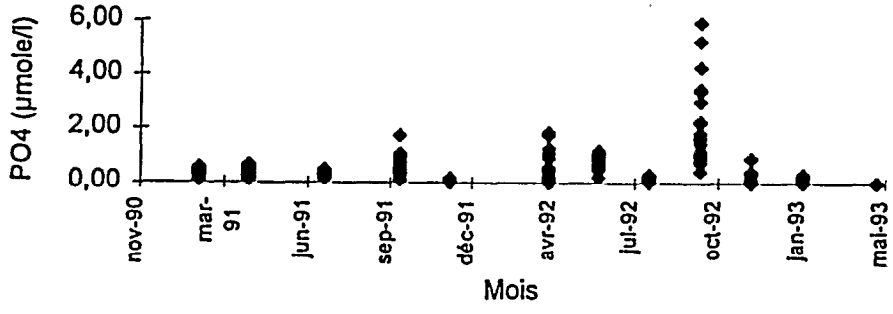


Fig.2.23b.- Variations temporelles de PO4

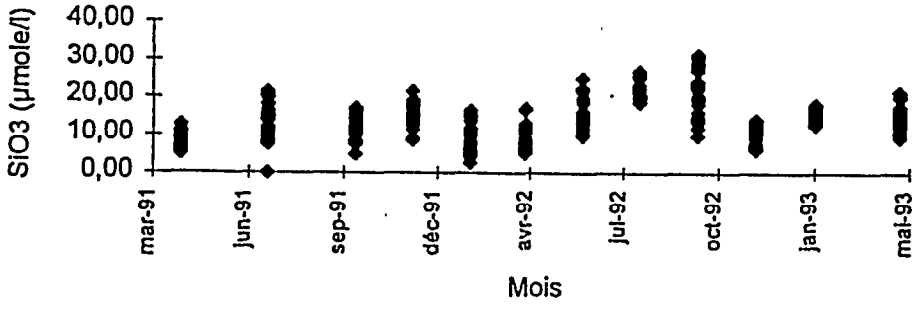


Fig.2.23c.- Variations temporelles de Si03

juillet 1991 et entre juin 1992 et octobre 1992. Quant aux phosphates, les concentrations les plus élevées sont mesurées en octobre 1991, en avril 1992 et en octobre 1992. Il apparaît ainsi qu'en saison chaude et surtout durant la saison des pluies il y a un enrichissement du milieu. Il semble que, comme en Casamance, estuaire voisin dont le fonctionnement hydrologique présente quelques similitudes avec le Sine-Saloum, les températures élevées favorisent la reminéralisation des matières organiques (Pagès *et al*, 1986 ; Diouf et Diallo, 1987). La pluie contribue à l'enrichissement du milieu par le ruissellement.

Dans le Bandiala, les teneurs les plus élevées de nitrates, de phosphates et de matières organiques dissoutes (fig. 2.24a, 2.25a et 2.26a) se rencontrent aux environs de Ndangane-Fali. Cette zone relativement riche en nutriments reçoit les eaux provenant de nombreux petits « bolons » bordés d'une mangrove abondante. L'exportation de nutriments des mangroves vers le chenal a été mise en évidence par Boto et Wellington (1988). Seuls les silicates (fig. 2.27a) n'obéissent pas au modèle général de distribution spatiale des nutriments dans le Bandiala.

Dans le Diomboss, les parties aval et amont sont les plus riches en nutriments (2.25b, 2.26b et 2.27b) sauf pour les nitrates (2.24b). La partie aval est enrichie par les « bolons » qui y aboutissent et la partie amont bénéficie des apports du Bandiala. La faiblesse des nitrates dans la partie aval du Diomboss pourrait être due à une utilisation rapide par le phytoplancton qui est relativement abondante dans cette partie.

Dans le Saloum, la zone riche en nitrates, phosphates, silicates et en matières organiques dissoutes (2.24c, 2.25c, 2.26c et 2.27d) correspond à la zone d'extension de la mangrove. Il semble que sur le plan spatial, l'enrichissement du milieu en sels nutritifs et en matières organiques dissoutes soit lié à la présence de mangroves et/ou d'un réseau dense de « bolons » qui eux-mêmes sont bordés de palétuviers. Il faut enfin signaler que la mangrove par l'abondance des supports végétaux (troncs, racines aériennes, pneumatophores, débris ligneux) qu'elle offre, présente des surfaces fortement colonisées par des communautés d'algues et d'épibiontes qui peuvent présenter de fortes densités (Rützler, 1969). Les productions photosynthétiques (planctoniques, benthiques et épiphytiques) qui en résultent sont considérables et jouent un rôle fonctionnel important car constituant une biomasse fraîche très activement exploitée (Rodriguez and Stoner, 1990).

L'examen de la répartition spatiale du seston fait apparaître une relative richesse en matière organique de la partie amont. Cette matière organique provient essentiellement de la

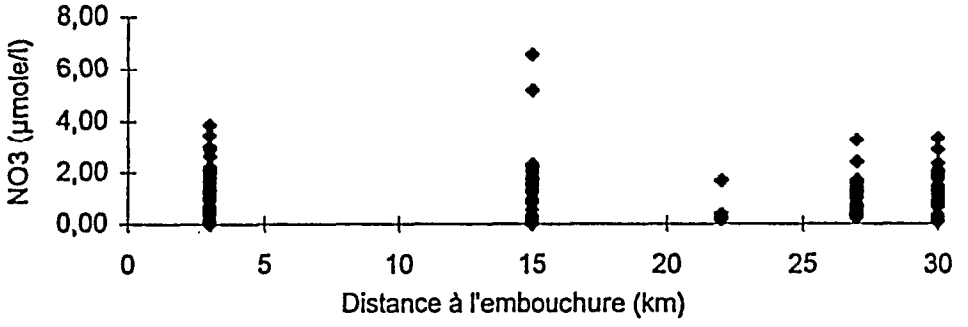


Fig. 2.24a.- Variations spatiales de NO3 dans le Bandiala

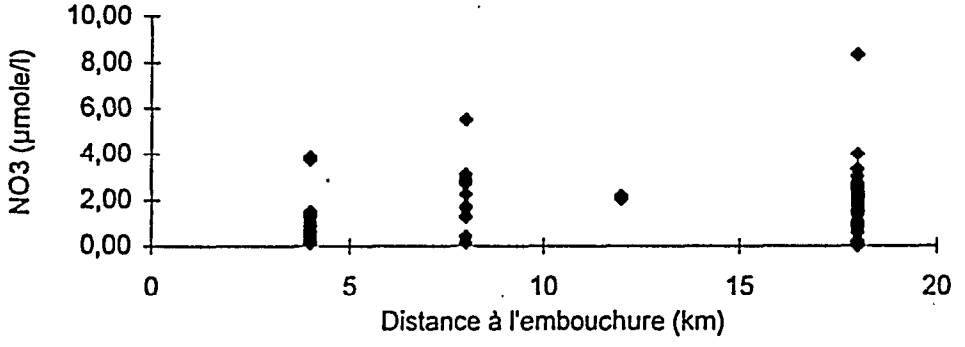


Fig. 2.24b.- Variations spatiales de NO3 dans le Diomboss

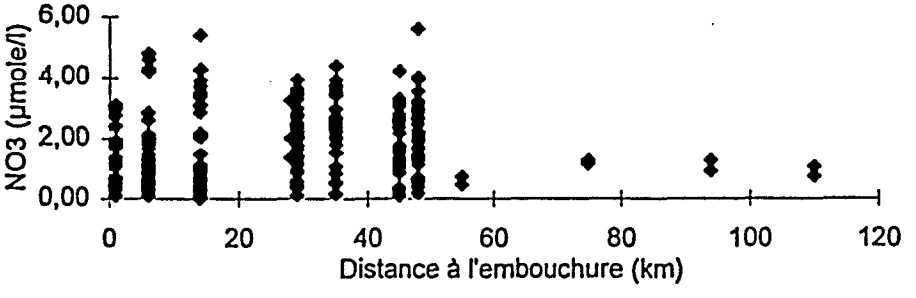


Fig. 2.24c.- Variations spatiales de NO3 dans le Saloum

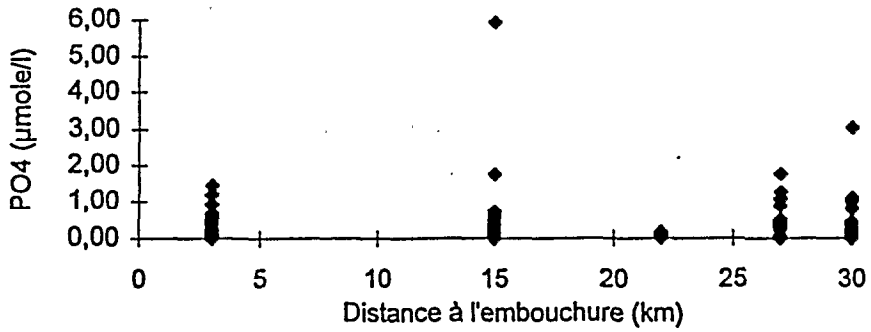


Fig. 2.25a.- Variations spatiales de PO4 dans le Bandiala

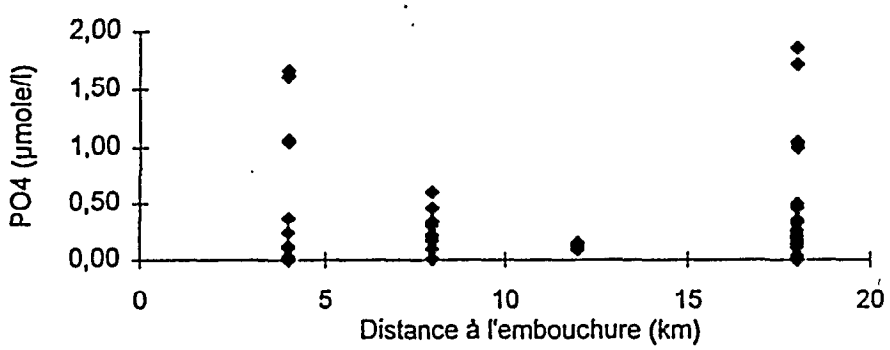


Fig. 2.25b.- Variations spatiales de PO4 dans le Diomboss

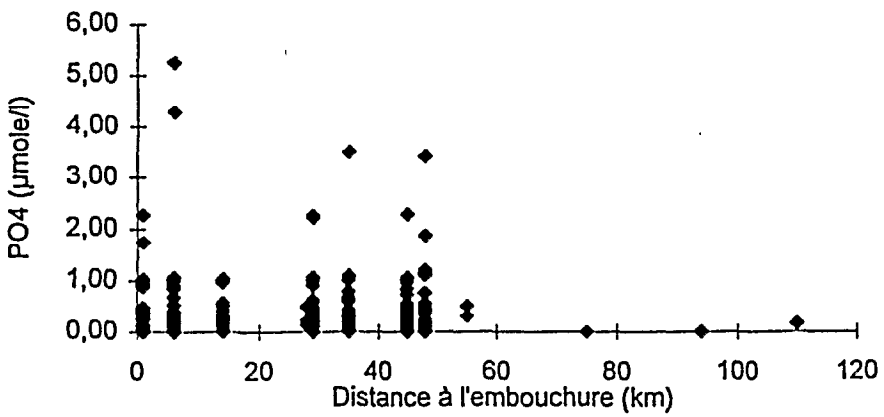


Fig. 2.25c.- Variations spatiales de PO4 dans le Saloum

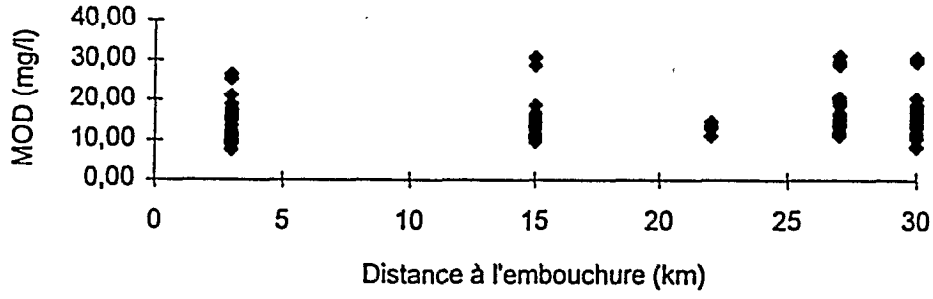


Fig. 2.26a.- Variations spatiales de la MOD dans le Bandiala

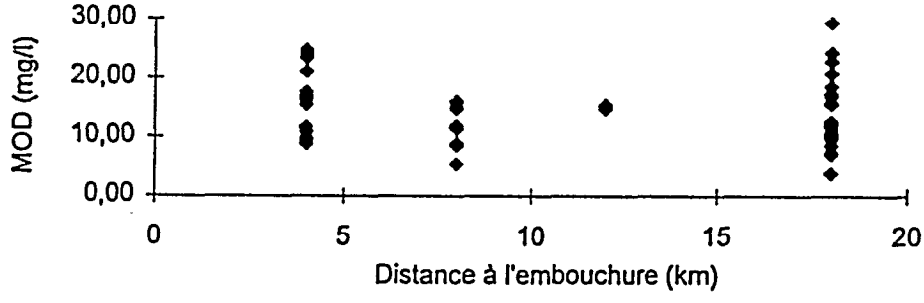


Fig. 2.26b.- Variations spatiales de la MOD dans le Diomboss

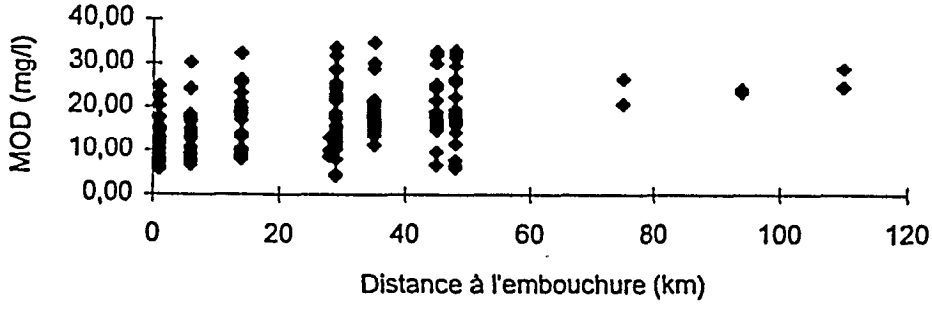


Fig. 2.26c.- Variations spatiales de la MOD dans le Saloum

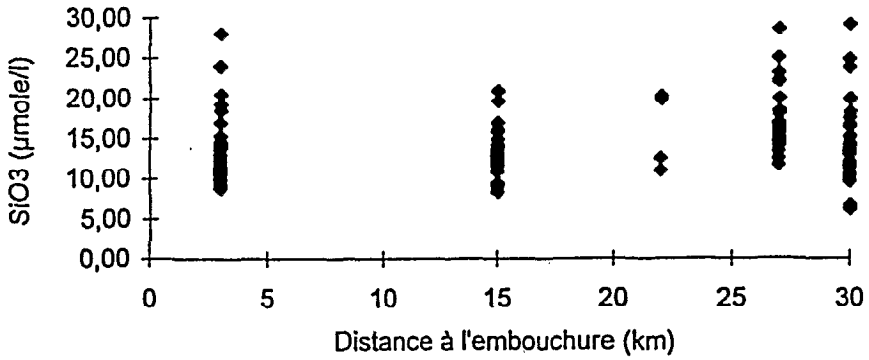


Fig. 2.27a.- Variations spatiales de SiO3 dans le Bandiala

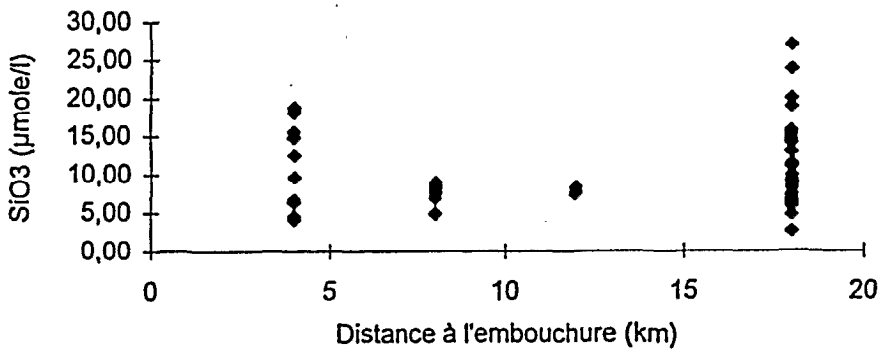


Fig. 2.27b.- Variations spatiales de SiO3 dans le Diomboss

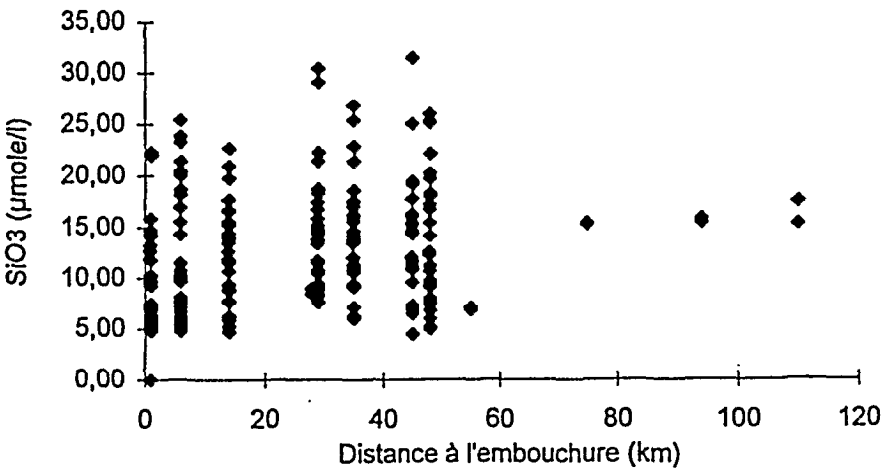


Fig. 2.27c.- Variations spatiales de Si03 dans le Saloum

mangrove. Le fonctionnement hydrologique déficitaire dans le sens amont aval contribue au confinement d'eau chargée en matière organique provenant des zones riches en mangrove de l'aval vers l'amont.

2.4.- Caractéristiques de l'environnement biologique[2].

2.4.1. L'environnement végétal

* Le phytoplancton

La chlorophylle totale a été utilisée pour évaluer la biomasse phytoplanctonique dans le Sine-Saloum. En saison froide, la chlorophylle totale est faible dans les trois bras principaux (fig. 2.28). Les concentrations moyennes varient durant cette période entre 0,8 et 2,4 $\mu g.l^{-1}$. En saison chaude pluvieuse, les teneurs sont légèrement plus élevées et atteignent 3 $\mu g.l^{-1}$ dans le Bandiala en surface. Les concentrations les plus élevées se rencontrent dans les trois bras en saison chaude sèche.

D'une manière générale, la chlorophylle totale diminue de l'aval vers l'amont dans le Bandiala et le Diomboss (fig.2.29). Dans le Saloum, l'évolution spatiale des concentrations de chlorophylle totale ne présente pas de tendance nette. On note toutefois une légère augmentation au point kilométrique (PK) 14 (Fafanda) pour les valeurs de surface et une autre au PK 29 (Ndimsiro) pour celles de fond. Ces augmentations sont situées dans des zones où aboutissent les eaux de nombreux « bolons ».

Les peuplements phytoplanctoniques sont essentiellement constitués de diatomées. En effet sur les trente-neuf espèces répertoriées, trente appartiennent à ce groupe (Dia, 1982 et 1985).

Sur la base de la composition spécifique du phytoplancton, le Saloum peut être subdivisé en trois zones :

- de Djifère à A Mboye Khama Samb (fig. 2.2), seule partie où on trouve des Dinoflagellés ;
- de A Mboye Khama Samb à Baout, limite amont de l'aire de répartition des deux seules espèces de Chlorophycées récoltées au Sine-Saloum ;
- la partie située en amont de Baout où les Chlorophycées sont absentes (Dia, 1985).

---

[2] Seuls les groupes pour lesquels des informations étaient disponibles ou ont été récoltées sont traités.

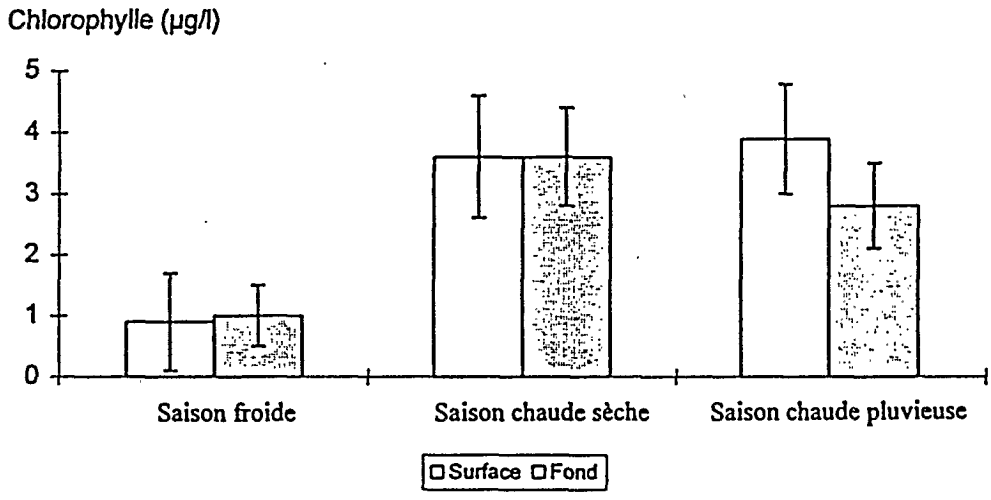


Fig. 2.28a.- Evolution saisonnière de la chlorophylle totale dans le Bandiala

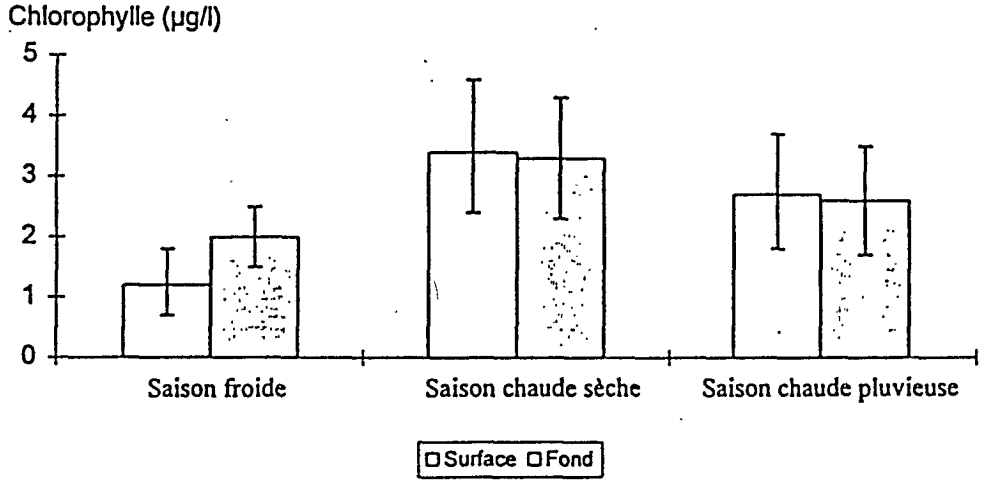


Fig. 2.28b.- Evolution saisonnière de la chlorophylle totale dans le Diomboss

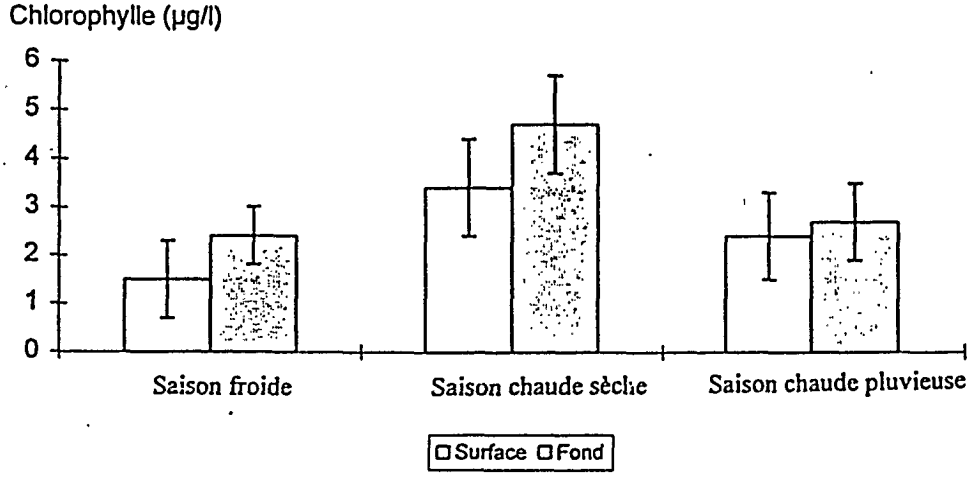


Fig. 2.28c.- Evolution saisonnière de la chlorophylle totale dans le Saloum

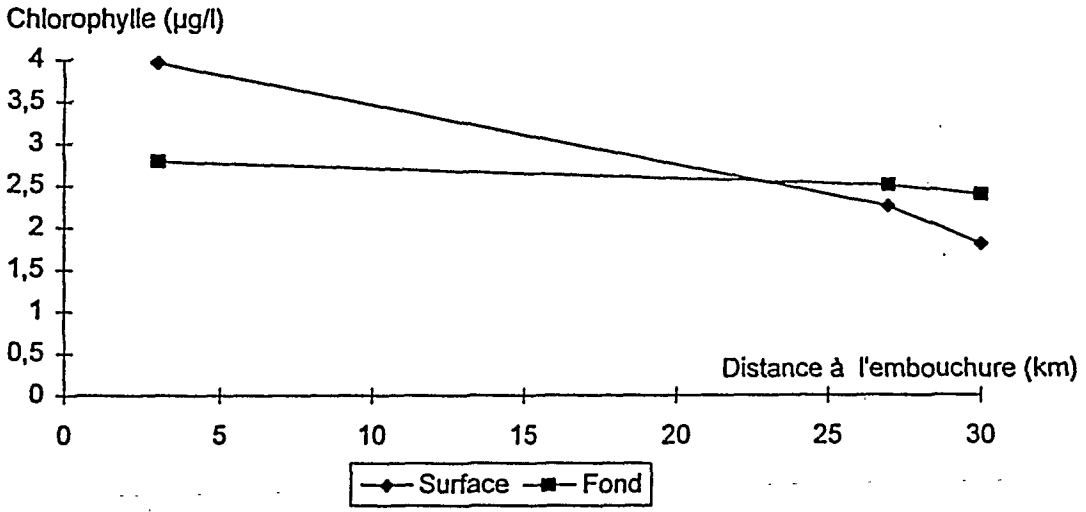


Fig. 2.29a.- Evolution spatiale de la chlorophylle totale dans le Bandiala

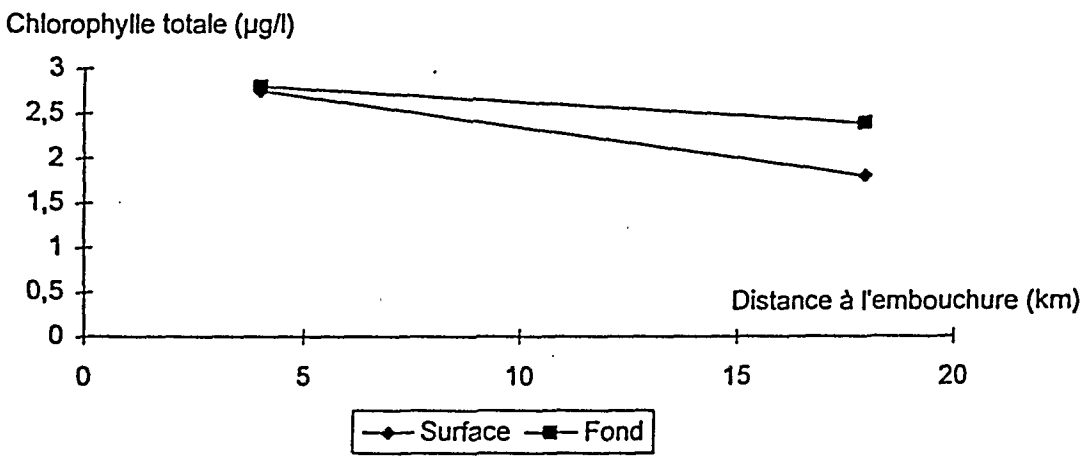


Fig. 29b.- Evolution spatiale de la chlorophylle totale dans le Diomboss

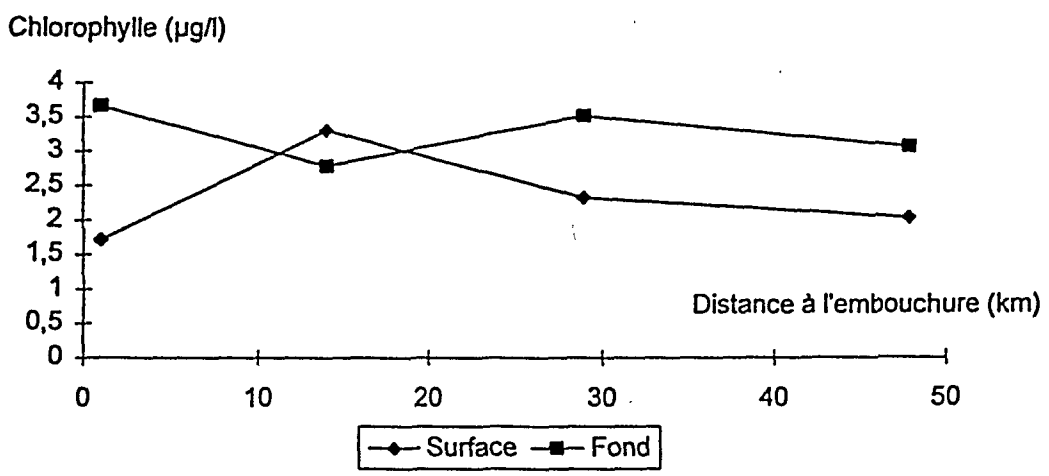


Fig. 29c.- Evolution spatiale de la chlorophylle totale dans le Saloum

* La mangrove

A l'exception des îlots résiduels de mangroves de la Somone et du fleuve Sénégal et des reliques du littoral mauritanien (région du cap d'Arguin et de l'île de Tidra : 14°40' de latitude nord), le Sine-Saloum abrite la mangrove la plus septentrionale de l'Afrique Occidentale (Marius, 1985 ; Barusseau *et al*, 1986 et Diop, 1990).

Cette formation végétale est représentée par six espèces appartenant à trois familles:

- Les Rhizophoracées qui comprennent trois espèces du genre *Rhizophora*. *R. racemosa*, de grande taille (pouvant atteindre 20 m) colonise les bordures des chenaux. En arrière, *R. mangle* et *R. harrisonii* constituent une formation plus étendue mais plus basse. La ressemblance morphologique de ces trois espèces rend leur distinction difficile. L'identification au niveau spécifique est basée sur l'inflorescence (fig. 2.30) qui est bi-florale pour *R. mangle*, multi-florale condensée (4 à 16 fleurs) chez *R. racemosa* et multi-florale non condensée (au moins 32 fleurs) pour *R. harisonnii* (Bertrand, 1993).

- Les Verbénacées qui ne sont représentées que par *Avicennia africana* (appelé également *A. nitida* (Walsh, 1974 ; Sylla, 1994 ; Agbogba et Doyen, 1985 ; Sow *et al.*, 1994)). Les avicennia se situent en arrière des rhizophora.

- Les Combrétacées sont beaucoup moins abondantes. Il s'agit de *Laguncularia racemosa* et *Conocarpus erectus* qui occupent un domaine qui n'est immergé qu'aux marées de vives eaux.

Dans la partie sud du Sine-Saloum, la mangrove est très étendue. Elle occupe la quasi-totalité de l'espace situé entre les « bolons ». Les palétuviers sont hauts (7 à 11 m), notamment en bordure des chenaux de marée (Barusseau *et al.*, 1986) et particulièrement dans leur partie aval. Dans cette zone les « tannes », sols salés dénudés sont absents ou rares.

La portion centrale (rives du Diomboss et zone située à l'est de Dionewar) se caractérise par l'augmentation des surfaces occupées par les «tannes» et une mangrove moins élevée que celle du sud (2 à 8 m). Les palétuviers des parties amont des « bolons » de cette zone présentent souvent un aspect dégradé.

Le nord du complexe estuarien est occupé par une mangrove très dégradée qui finit par disparaître en amont du Saloum. La hauteur de la mangrove est généralement inférieure à 4 m.

Comparativement aux mangroves du delta du Niger, de l'Afrique de l'Est et de l'Asie, les biomasses aériennes et la productivité primaire de la mangrove du Sine-Saloum sont faibles (Blasco, 1982 et Diop, 1993). Des mesures effectuées à Toubakouta, situé dans une

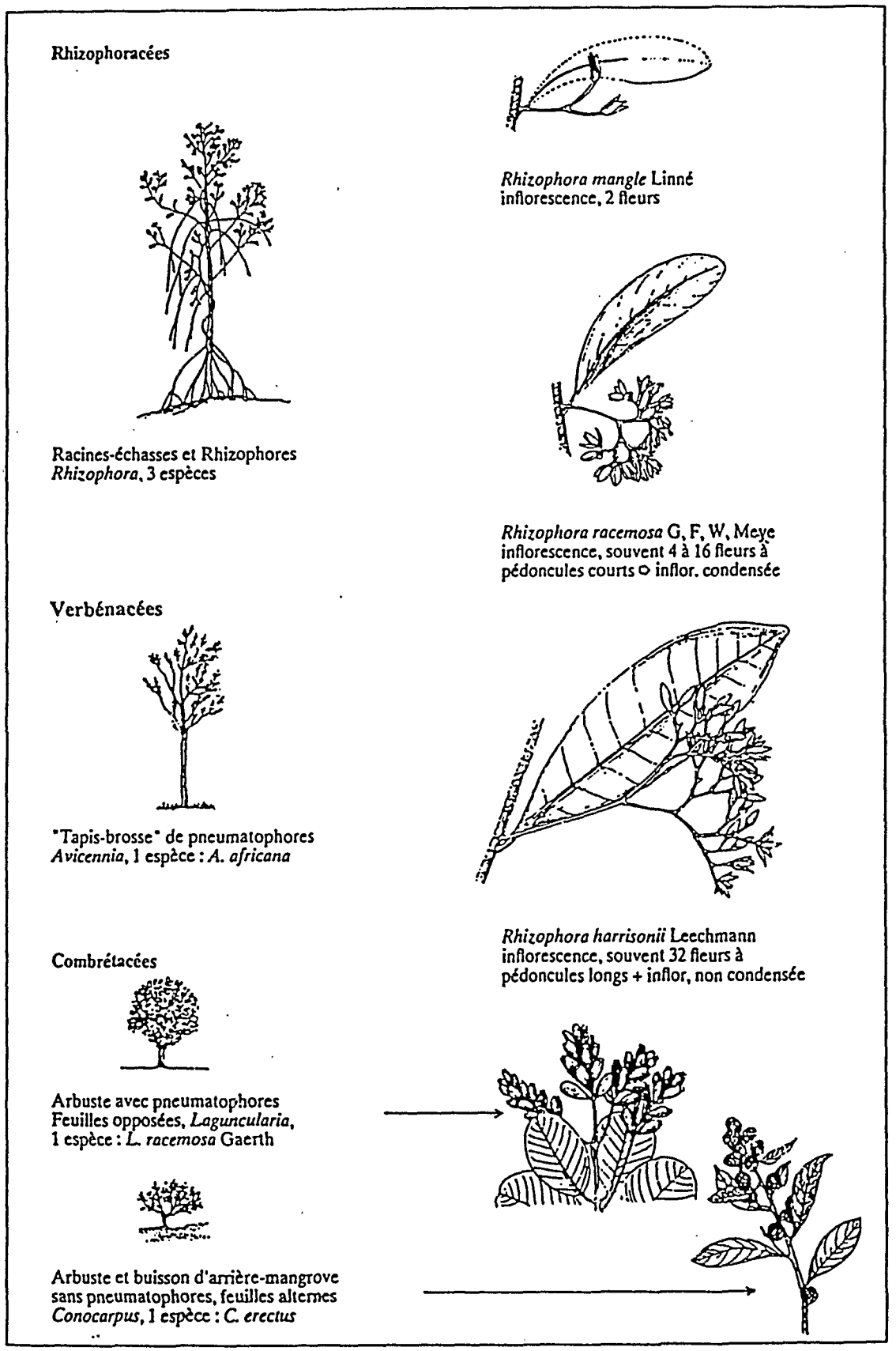


Fig. 2.30.- Différentes espèces de palétuviers rencontrées au Sine-Saloum.
(Source : Bertrand, 1993)

des zones où la mangrove se porte le mieux au Sine-Saloum, ont donné des biomasses aériennes de l'ordre de 60 t/ha de matière sèche et une productivité primaire nette de 1,7 à 2,1 t/ha (Agbogba et Doyen, 1985). Les biomasses enregistrées dans les mangroves du Panama sont de loin plus élevées (280 t/ha de matières sèche). Les productivités primaires de 10 à 15 t/ha des mangroves de Malaisie et d'Indonésie (Blasco, 1982) sont également très largement supérieures à celles du Sine-Saloum.

Les inventaires effectués dans le Sine-Saloum et la comparaison d'images satellite de 1976 à 1991 montrent clairement la diminution des surfaces de mangroves (Soumaré, 1992). L'augmentation de la salinité consécutive à plusieurs années de déficit pluviométrique ainsi que l'acidité des sols ont fortement contribué à la régression des mangroves au profit des «tannes» nus (Le Brusq et Boivin, 1985). A ces deux principales causes de dégradations s'ajoutent la perturbation des régimes hydriques, de submersion (Diop *et al*, 1989) et de sédimentation (Soumaré, 1992). Les prélèvements de bois par les populations (besoins énergétiques domestiques, bois de construction) et la coupe des racines des palétuviers pour la récolte des huîtres constituent également une cause importante de destruction de cette végétation.

* La végétation des «tannes» herbus

Les « tannes » se trouvent en arrière des zones colonisées par la mangrove vivante. Il en existe deux types. Les « tannes » nus sont caractérisés par leurs horizons superficiels blanchâtres à efflorescences salines. Quant aux « tannes » herbus, ils sont topographiquement plus élevés et sont dessalés par les eaux de pluie, ce qui permet le développement d'un tapis herbacé (Diop, 1980).

La végétation des « tannes » herbus se différencie en deux strates :

- une strate herbacée essentiellement constituée de Graminées (*Sporobolus robustus*, *Andropogon gayanus*, *Pennisetum pedicellatum*, *Eragrostis tremula*). A ces graminées s'ajoutent d'autres plantes halophiles telles que *Philoxerus vermicularis* (Amaranthacées) et *Sesuvium portulacastrum* (Ficoidacées) qui se rencontrent surtout en bordure des « tannes » herbus.

- une strate arbustive formée de *Tamarix senegalensis* (Tamaricacées), *Phoenix reclinata* (palmier) et *Acacia spp.*

* Autres formations végétales

Les herbiers n'ont été étudiés qu'à l'embouchure du Saloum et du Diomboss (Mollion, 1985) où ils ne colonisent que des zones de profondeur inférieure à 0,70 m. Les quelques observations disponibles ont permis de recenser la présence de *Diplanthera wrightii, Cymodocea nodosa, Hypnea musciformis, Acanthophera specifera* et *Gracilaria sp..D. wrigthtii* et *C. nodosa* se rencontrent dans les mêmes lieux. Toutefois, le premier occupe des aires plus vastes. Ces deux espèces colonisent préférentiellement les zones à faible hydrodynamisme (Mollion, 1985).

Les cordons sableux présentent une végétation très diversifiée avec quatre strates (Diop, 1980) : herbacée comprenant surtout des Graminées, buissonnante essentiellement constituée de Rhamnacées (*Ziziphus mauritanicus* et *Z. mucronata*), de Palmiers (*Phoenix reclinata*) et de Mimosacées (*Dichrostachys glomerata*), arbustive dominée par des Mimosacées (*Acacia seyal* et *A. ataxacantha*), des Asclépiadacées (*Calotropis procera*), des Ebénacées (*Diospyros mespiliformis*) et des Moracées (*Ficus vogelii*), arborée présentant des peuplements monophytiques de *Cocos nucifera, Borassus flabellifer, Elais guineensis* (Palmiers) et des forêts de *Parinari macrophylla* (Rosacées), *Detarium senegalensis, Tamarindus indica* et *Dialium guineense* (Cesalpiniacées).

Sur les amas coquilliers, s'est développé un sol mince de type calcomagnésique favorable au développement de strates herbacée (Graminées), buissonnante (*Maytenus senegalensis* surtout) et arborée dominée par *Adansonia digitata* (Verger *et al.*,1979).

2.4.2.- Caractéristiques générales de la faune.

L'ichtyofaune qui constitue l'objet principal de cette thèse ne sera pas traitée dans cette partie.

* Le zooplancton

Le zooplancton de l'estuaire du Sine-Saloum a été très peu étudié. Les seules informations disponibles proviennent de trois campagnes, une en avril 1982 sur le Saloum (Seret C., 1982), une sur le Bandiala en juin 1993 et une en juillet 1993 sur l'ensemble du complexe estuarien que nous avons nous-mêmes effectuée dans le cadre de ce travail.

Quarante-sept espèces ont été inventoriées dans le Sine-Saloum dont vingt-quatre copépodes. Le zooplancton du Sine-Saloum est essentiellement d'origine marine ; aucune espèce continentale n'a été capturée.

Dans le Bandiala et le Diomboss, la diversité est plus grande dans les stations de la partie aval. Par contre dans le Saloum, du fait du fort hydrodynamisme à l'embouchure, la richesse spécifique y est moindre.

La comparaison des campagnes d'avril 1982 et de juillet 1993 montre que le zooplancton est plus abondant et plus diversifié à toutes les stations du Saloum en avril 1982, bien que les mailles du filet utilisé soient plus grandes (355 mμ en avril 1982 et 100 mμ en juillet 1993). La pauvreté des prélèvements de juillet 1993 est à mettre en relation avec les variations brutales de salinité consécutives aux premières pluies. En effet les prélèvements effectués juste avant, c'est-à-dire en juin 1993, étaient relativement riches (4 802 à 42 000 individus/m^3 avec un filet de 100 mμ de maille).

Les espèces les plus abondantes sont les copépodes *Paracalanus scotti*, *Oithona nana* et les larves de l'huître *Crassostrea gasar*. Dans les zones amont confinées, *Acartia grani* (copépode) est abondant comme dans l'estuaire voisin de la Casamance (Diouf et Diallo, 1987 et 1990).

Les faibles valeurs de l'équitabilité, toujours inférieures à 0,80 traduisent une faible structuration (Amanieu et Lasserre, 1982) des peuplements zooplanctoniques du Sine-Saloum.

* Le benthos

- La microfaune

Les foraminifères du Sine-Saloum, se caractérisent par leur faible diversité (6 espèces dans le Bandiala et le Diomboss et 9 dans les « bolons » de Ndangane et de Gokheor (Ausseil-Badie, 1985 ; Ausseil-Badie et Monteillet, 1985 et Debenay *et al.*, 1987)).

De l'embouchure du Bandiala à environ 9 km vers l'amont, zone directement ouverte au milieu marin, se rencontrent des espèces calcaires à affinité marine (*Ammonia beccarii*, *Elphidium sp.*, *Quinqueloculina sp*, et *Triloculina sp.*). Au-delà de cette zone aval, les foraminifères sont surtout constitués de formes agglutinées (*Ammotium salsum*, *Gaudryina exilis*) assez bien représentées et accompagnées d'une espèce calcaire (*Ammonia tepida*). Cette association se développe sur la quasi-totalité du Bandiala à l'exception de la zone nord. A l'extrémité nord du Bandiala, à sa jonction avec le Diomboss, seules les espèces calcaires marines sont présentes témoignant de conditions de milieu proches de celles de la mer.

Les observations réalisées en saison sèche et en saison des pluies montrent que la composition faunique reste globalement inchangée, indifférente aux apports d'eau douce (Ausseil-Badie, 1985).

En ce qui concerne les Ostracodes, dix-neuf espèces ont été répertoriées dans le Sine-Saloum (Carbonnel, 1985 ; Diouf, données non publiées). L'ostracofaune est essentiellement à affinité marine. Les espèces les plus abondantes sont *Phlyctocythere hartmanni, leptocythere sp., Cyprideis mandviensis* et *Neomonoceratina iddoensis.*

Dans les bras principaux, comme dans les « bolons » (Carbonnel, 1985), la richesse spécifique des Ostracodes tend à diminuer de l'aval vers l'amont ; passant d'une dizaine d'espèces à une seule en amont.

- La macrofaune

La macrofaune benthique du Sine-Saloum a été étudiée par plusieurs auteurs (Sourie, 1957 ; Elouard et Rosso, 1977 ; Bouchet, 1977 ; Ausseil-Badie et Monteillet, 1985 ; Leung Tack, 1982 et 1985). Les Mollusques et les Annélides dominent qualitativement (nombre d'espèces) et quantitativement (abondance). Sur cinquante-six espèces inventoriées (Leung tack, 1985), 46 % sont des Mollusques (26 % de Lamellibranches, 18 % de Gastéropodes et 2 % de Scaphopodes) et 30 % des Annélides polychètes. En ce qui concerne l'abondance, la dominance des Mollusques est beaucoup plus nette. En effet ils représentent 72,36 % des effectifs, les Annélides n'intervenant que pour 15, 23%.

Trois ensembles faunistiques liés chacun à un biotope particulier, en relation avec l'énergie des mouvements de l'eau, se distinguent dans l'estuaire du Sine-Saloum (Zabi et Le Lœuf, 1993) :

- un biotope estuarien de basse énergie avec à la limite de la mangrove *Tympanotonus fuscatus fuscatus* et plus loin, *Tympanotonus fuscatus radula.* Dans la mangrove elle-même, *Littorina anguilifera, Brachyodontes niger, Thais callifera, Thais forbesi* et *Crassostrea gasar* sont fixés sur les palétuviers, tandis que *Tagelus angulatus* et *Tellina nympahalis* vivent dans le sédiment sableux ou sablo-vaseux.

- un biotope lagunaire de moyenne énergie, en bordure des chenaux et dans les étages médiolittoral et infralittoral supérieur, sur sable plus ou moins vaseux. Les espèces caractéristiques de ce milieu sont *Anadara senilis, Dosnia isocardia, Lorripes aberrans, Natica marochiensis, Hemifusus morio* et *Bulla striata adansoni.* On trouve également dans ce biotope *Conus papilionaceus* et *Murex cornutus* associés aux herbiers à *Zostera nana.*

M.cornutus de même que *Cymbium pepo* sont également rencontrés sur des bancs de sable (Elouard et Rosso, 1977). La présence *Tagellus angulatus* (Mollusque), *Clibanarius cooki* (pagures) et *Callinectes latimanus* (crabes) est signalée dans ce biotope (Sourie, 1957).

- un biotope épimarin (énergie moyenne à haute) où l'on rencontre le peuplement lagunaire associé à de nombreuses espèces marines. *Natica fulminea* n'est récolté que dans ce milieu (Zabi et Le Lœuf, 1993).

Les importants gisements d'huîtres qui existaient jadis dans le Sine-Saloum (Blanc, 1962 ; Van-Chi Bonnardel, 1973) sont de nos jours, du fait de la sursalure et des activités humaines, en nette dégradation (Bousso, 1991 a).

Par ailleurs l'estuaire du Sine-Saloum renferme une quantité non négligeable de crevettes (*Penaeus notialis* essentiellement et *P. kerathurus*) (environ 300 t sont pêchées annuellement) et une quantité très importante de crabes (*Callinectes latimanus* essentiellement et *Uca tangeri*) (Dupuy et Verschuren, 1982 ; Marius, 1977). Les crabes en fragmentant les éléments issus de la mangrove et en remaniant les dépôts sédimentaires facilitent l'activité des micro-organismes responsables de la reminéralisation de la matière organique (Bertness, 1985 et Guiral, 1994). Les crevettes et les crabes jouent également un rôle important dans le régime alimentaire des poissons (Diouf P.S., 1992).

* L'avifaune

La région du Sine-Saloum, zone d'accueil des espèces d'oiseaux migratrices paléarctiques, abrite une avifaune abondante et diversifiée (Dupuy et Verschuren, 1982 ; Ndao, 1985), notamment entre novembre et avril. Un inventaire réalisé en juillet et août (mois durant lesquels la diversité est la plus faible) 1986 a permis de répertorier soixante-dix-sept espèces dans les zones humides du nord et nord-est du bassin du Sine-Saloum. Cette abondante avifaune se nourrit essentiellement d'invertébrés et de poissons (Marius, 1977).

Les espèces les plus caractéristiques de cette zone sont l'aigrette dimorphe (*Egretta gularis*) et l'aigrette garzette (*Egretta garzetta*) pour les *Ardeidae* ; le goéland railleur (*Larus genei*), la mouette à tête grise (*Larus cirrhocephalus*) et le goéland brun (*Larus fuscus*) pour les *Laridae* ; la sterne caspienne (*Hydroprogne caspia*) et la sterne caugek (*Sterna sandvicensis*) pour les *Sternidae* ; le flamant rose (*Phoenicopterus ruber*) pour les *Phoenicopteridae* ; le pélican gris (*Pelecanus rufescens*) et le pélican blanc (*Pelecanus*

onocrotalus) ; la bargue à queue noire (*Limosa limosa*) et l'échasse (*Himantopus himantopus*) pour les Charadriiformes.

2.5. Zonation écologique.

L'étude de l'environnement biotique et abiotique a permis de mettre en évidence la possibilité d'établir plusieurs zonations spatiales plus ou moins différentes suivant le critère de discrimination choisi. Nous tenterons dans ce qui suit, de faire une synthèse de ces zonations pour n'en retenir qu'une.

L'objet d'une zonation écologique est de définir des unités spatiales présentant des caractéristiques similaires qui autorisent à les considérer comme des entités fonctionnelles. Cette zonation est basée sur la confrontation des discontinuités spatiales de l'évolution de facteurs physico-chimiques, sédimentologiques et biologiques (fig. 2.31).

Dans le Bandiala, la première zone de rupture se situe pour presque tous les paramètres pris en compte, entre Cathior (9 km de l'embouchure) et Ndangane-Fali (15 km). On note une deuxième discontinuité, aux environs de Toubakouta. Elle semble mineure et ne concerne que les sels nutritifs. Celle qui survient au niveau de Soukouta est plus nette et est commune à plusieurs variables. Nous retiendrons donc pour le Bandiala trois zones :

- une zone maritime allant de l'embouchure du Bandiala à Cathior-Ndangane-Fali ;
- une zone centrale présentant les mêmes caractéristiques que les eaux confinées des parties amont des « bolons ». Les images satellites SPOT de cette région montrent la similitude des eaux amont confinées des « bolons » et de la zone centrale. Par ailleurs dans ce bief a été capturé en grande quantité un zooplanctonte indicateur des eaux confinées des estuaires du Sénégal : *Acartia grani* (Diouf et Diallo, 1990 ; Diouf, 1990).
- une zone sous influence du Diomboss en amont.

En ce qui concerne le Diomboss (de l'embouchure à la jonction avec le Bandiala), tous les paramètres pris en compte à l'exception des sels nutritifs, indiquent une grande homogénéité. En conséquence, le Diomboss est considéré comme une seule zone.

Pour le Saloum, la première discontinuité importante se situe entre Fafanda (14 km de l'embouchure) et A Mboye Khama Samb (19 km). La seconde se localise entre Ndimsiro (29 km) et Baout (35 km). Une autre existe entre Fanoum (48 km) et Fayako (55 km). Il apparaît ainsi que de l'embouchure à Kaolack, on distingue quatre zones :

- une zone maritime qui s'arrête entre Fafanda et à Mboye Khama Samb ;

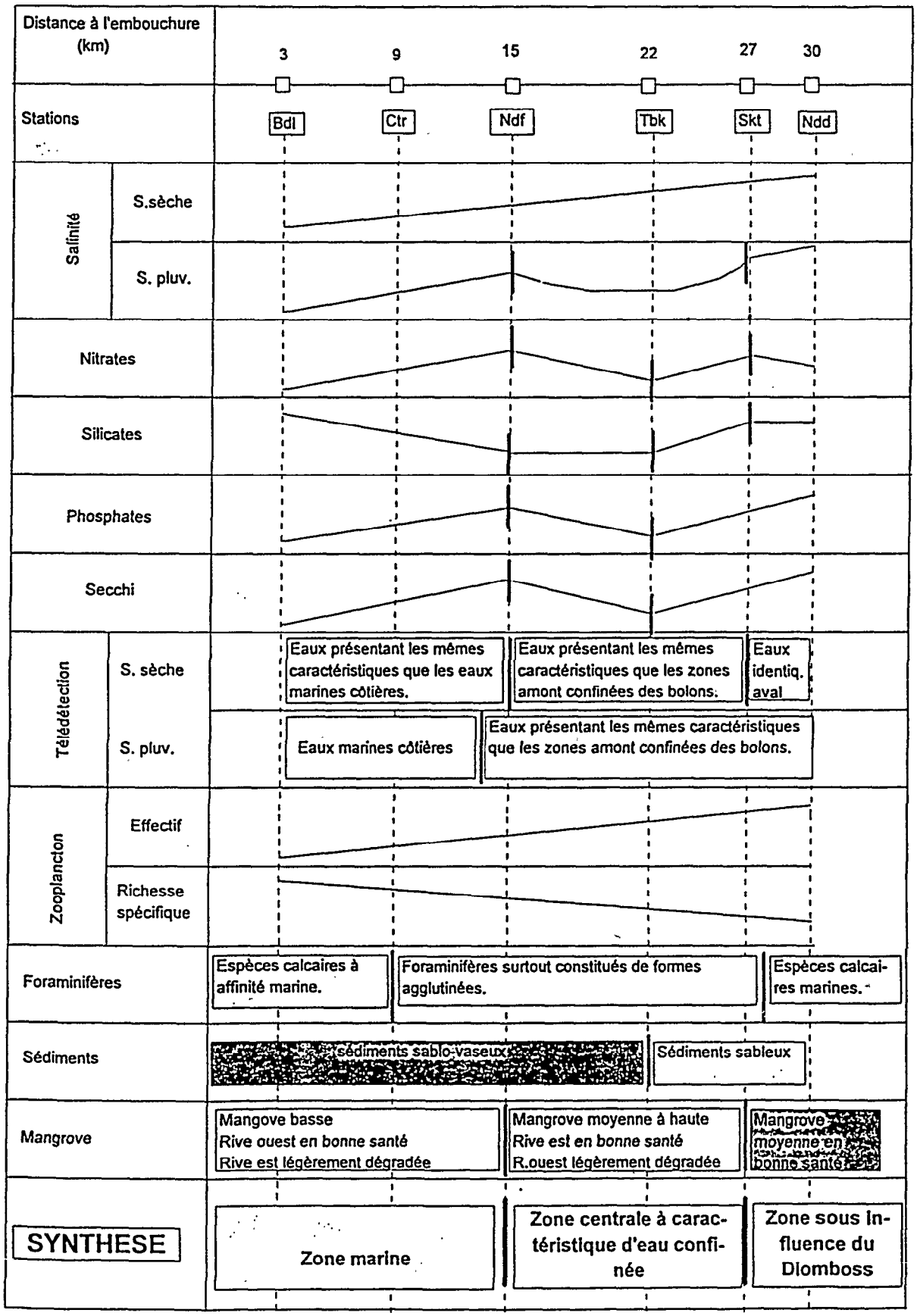


Fig. 2. 31a.- Zonation écologique du Bandiala (Bdl = Bandiala, Ctr = Cathior, Ndf = Ndangane-Fali Tbk = Toubakouta, Ndd = Ndioundiou, Cf. fig. 2.14).

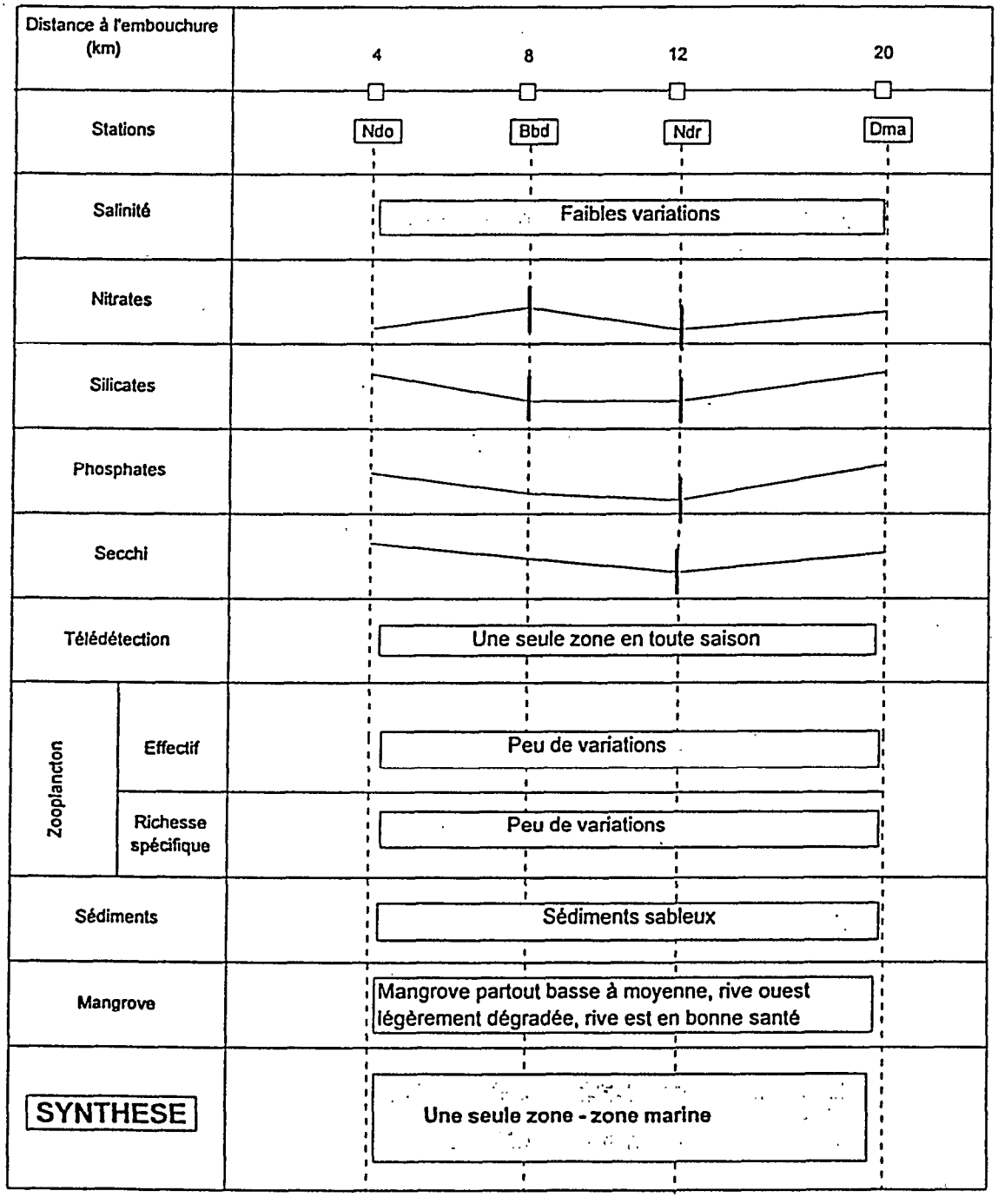


Fig. 2. 31b.- Zonation écologique du Diomboss (Ndo = Ndoffane, Bbd = Babandiane, Ndr = Ndiorène, Dma = Diama, Cf. fig. 2.14).

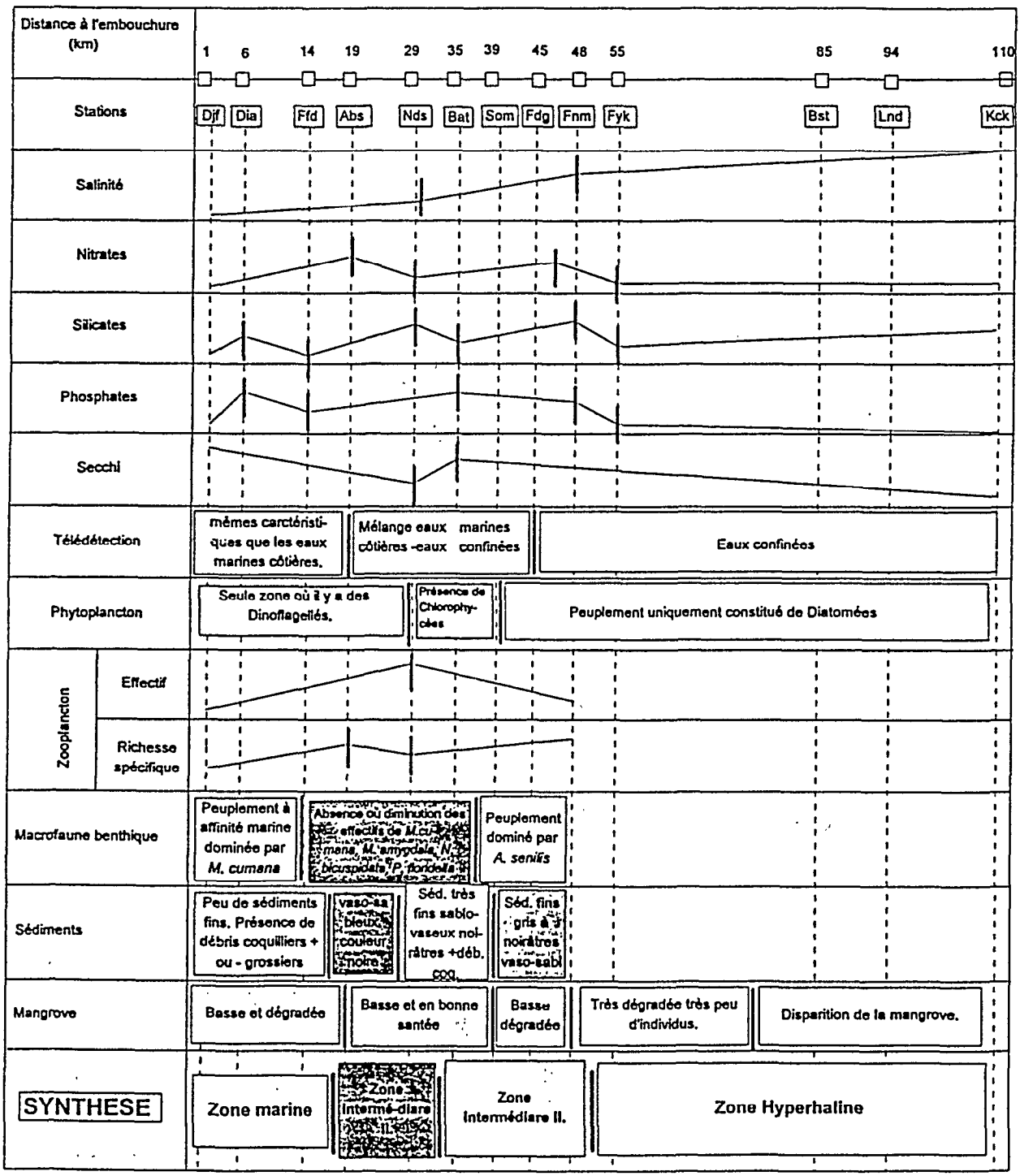


Fig.2. 31c.- Zonation écologique du Saloum (Djf = Djifère, Dia = Diakhanor, Ffd = Fafanda, Abs = Amboye Khama Samb, Nds = Ndimsiro, Bat = Baout, Som = Soum, Fdg = Foundiougne, Fnm = Fanoum, Fyk = Fayako, Bst = Bane Soutoura, Lnd = Lindiane, Kck = Kaolack Cf. fig. 2.14).

- une zone intermédiaire dont la limite se situe entre Fanoum et Fayako et qui peut être subdivisée en deux, la première ayant des affinités maritimes plus prononcées que la seconde ;

- une zone hyperhaline en amont.

Cette zonation qui a permis de définir les strates qui serviront de base à notre échantillonnage sera testée a posteriori.

2.6.- Les hommes et le milieu.

L'Homme modifie les flux d'énergie et de biomasse des écosystèmes par exportation (prélèvement des ressources naturelles) ou par injection d'éléments favorisant une fonction donnée (ex : engrais dans les agrosystèmes, apport de nourriture en pisciculture). (Frontier et Pichod-Viale, 1991). Ceci justifie que soient évoqués l'homme et ses activités dans ce travail.

2.6.1.- Les hommes

- Histoire du peuplement du Sine-Saloum

L'origine des populations du Sine-Saloum est très ancienne comme l'attestent les datations des amas coquilliers (Elouard *et al.*, 1974 ; Descamps *et al.*, 1977 ; Descamps et Thilmans, 1978). Elle est également très hétérogène (Martin et Becker, 1979 ; Chauveau et Laloe, 1985).

Le peuplement actuel résulte de migrations anciennes et successives. Sur un fond ancien de population, dont l'identité n'est pas établie avec certitude, des « sérères » du Sine et du Saloum auraient occupé l'actuel Gandoul (fig. 2.2). Il furent par la suite rejoints par des « Guelewar », aristocratie guerrière originaire du Gabou (ancienne province du Mali), qui auraient imposé leur hégémonie politique sur le Sine vers la seconde moitié du XIVème siècle, puis sur le Saloum aux alentours de 1500 (Martin et Becker, 1979). Ces « Guelewar » qui étaient accompagnés de groupes mandingues ont assis leur prééminence politique et mis le Gandoul sous la dépendance du Saloum (Martin et Becker, 1979).

Les « Gelewar », tout en gardant un certain prestige, adoptèrent la langue et l'organisation socio-familiale des « Sérères » (Chauveau et Laloe, 1985). Les habitants actuels du Gandoul se disent « Sérères-Nyominka » et occupent une vingtaine de villages (Kébé, 1994).

En ce qui concerne les îles du sud, la forte influence du Niomi (sud-est) mandingue, déterminera leur intégration à l'ensemble « socé » du Niombato (partie septentrionale du Niomi) même si un certain nombre de villages a été fondé par des « sérères ».

Dans la partie continentale jouxtant les îles du Saloum, la zône nord (royaumes historiques du Sine, du Log et du Saloum) est peuplée par des « sérères ».

- Les mouvements migratoires actuels.

L'une des principales caractéristiques des « Sérères-Nyominka » est leur taux d'émigration extrêmement élevée. Cette émigration est particulièrement forte dans les villages des îles où les difficultés d'approvisionnement en eau potable incitent la population active à déserter pendant la saison sèche leur village d'origine. Ce phénomène est particulièrement important dans les villages de Diogane, Sipo, Thialane, Djirnda, Baout et Diamniadio (fig. 2.2) où le taux de migration dépasse en saison sèche 70 % (Kébé, 1994).

- Caractéristiques démographiques.

Le bassin du Sine-Saloum constitue une des parties les plus peuplées du Sénégal avec près d'un cinquième de la population (1,5 millions d'habitants) pour une superficie qui ne couvre qu'environ 10 % du territoire national. La densité est relativement élevée, notamment dans la région de Fatick où elle atteint 64 habitants/ km^2, la moyenne nationale étant de 35 hts/ km^2(Anon., 1990).

La population de la région naturelle du Sine-Saloum, essentiellement rurale (80 %), se concentre dans les départements de Kafrine, Kaolack et Fatick. La région administrative de Fatick fait partie des zones les moins urbanisées du Sénégal avec seulement 10 % des habitants vivant dans des villes (Anon., 1990).

L'analyse de la structure de la population fait ressortir l'abondance des jeunes de moins de 20 ans qui constituent 56, 4 % dans la région de Fatick. Les personnes âgées de plus de 50 ans ne représentent que 10 % (Anon., 1990).

2.6.2.- Les activités humaines.

- Historique.

Pendant plusieurs siècles, les activités économiques de la région naturelle du Sine-Saloum étaient axées sur l'agriculture vivrière et le commerce avec l'intérieur de sel, de poissons, d'huîtres et d'arches séchées. Ce système de production sera perturbé au XIX ^{ème} siècle par des rééquilibrages sociaux induits par la fin de la traite des esclaves, l'islamisation des îles, la pénétration coloniale et le développement de la culture de l'arachide. Ces deux derniers facteurs (colonisation et essor de la culture de l'arachide) ont été à l'origine d'une

migration d'une partie de la population vers la bordure continentale (Chauveau et Laloe, 1985).

Au début du siècle, la pêche était une activité importante dans le Bas-Saloum. La pêche professionnelle était surtout le fait des « Lébous » de Dakar et des « Sérères » de la « Petite Côte » (fig. 2.1). Les autochtones utilisaient surtout la ligne, l'épervier et des engins fixes de fond régis par des règles d'appropriation (Gruvel, 1908).

Dans les années 1930, l'extension de la culture arachidière et la diversification des activités (essai de culture du mil, commerce d'huîtres et d'arches séchées, fabrication de chaux, transports vers les escales arachidières) provoquent un déclin de la pêche.

A partir des années 1940-1950, la culture de l'arachide régresse dans les îles du nord alors qu'elle continue à prendre de l'importance dans les îles « Socé ». Au nord l'économie se réoriente vers la mer avec les migrations de pêche et le cabotage au détriment des cultures vivrières, à l'exception du riz. Par ailleurs, l'adoption de pirogues de mer permet le développement des activités de contrebande avec la Gambie.

Après 1970, avec la motorisation des pirogues, la migration des pêcheurs des îles du nord s'accentue. Ce phénomène sera d'ailleurs accéléré par la salinisation des rizières et l'apparition de problèmes d'approvisionnement en eau potable (Chauveau et Laloe, 1985).

- Structure de la pêche dans le Sine-Saloum.

La pêche constitue une activité d'une extrême importance au Sine-Saloum à deux titres. Avec le déclin de l'agriculture, consécutif au déficit pluviométrique de ces dernières décennies, et la dévaluation du franc CFA qui a diminué l'intérêt des pêcheurs pour la contrebande, la pêche est devenue une des principales sources de revenus. En outre, elle fournit l'essentiel (plus de 90 % dans les îles) des protéines animales consommées dans la zone.

De 1970 à 1974, les débarquements de poissons ont régulièrement augmentés, passant de 15 000 t à 30 000 t. Entre 1975 et 1976, les prises connaissent une baisse. Avec le démarrage de l'usine de farine de poisson de Djifère, les problèmes de débouchés qui entravaient le développement de la pêche furent résolus. On assiste alors à une nouvelle augmentation des captures qui atteindront 48 582 t en 1978 (Bousso, 1991 b). Les faibles prix consentis aux pêcheurs par l'usine découragèrent certains d'entre-eux qui se tournèrent vers un autre point de débarquement, en l'occurrence Joal (fig. 2.1) (Fréon et Weber, 1985). A

partir de 1978, les débarquements ont fortement baissé et se stabilisent maintenant autour de 10 000 t (Diouf, *et al.*, 1991).

Schématiquement, on distingue trois saisons de pêche (Diouf *et al.*, 1991 ; Bousso, 1991 b ; Kébé, 1994) :

- la première coïncide avec la saison froide. Elle va de décembre à mai. Durant cette période, les captures sont essentiellement constituées d'ethmaloses (*Ethmalosa fimbriata*) qui forment d'énormes bancs aux embouchures du Diomboss et du Bandiala. Cette période correspond à la période creuse de la pêche artisanale maritime (Fréon et Weber, 1985).

- la seconde qui va d'avril à juin, correspond à la pénétration des ethmaloses dans les bras principaux et les « bolons » du complexe estuarien du Sine-Saloum. Les mâchoirons (*Arius spp.*) sont pêchés en grande quantité durant cette période avec des filets maillants dérivants de fond et des palangres. Dès les premières pluies, les mâchoirons deviennent rares dans les prises et on voit apparaître les barracudas (*Sphyraena spp.*).

- la dernière est concomitante de la saison chaude pluvieuse. Les barracudas pénètrent plus à l'intérieur de l'estuaire. Durant cette période les pêcheurs opèrent surtout dans l'estuaire.

Les principaux points de débarquement du Sine-Saloum sont Djifère, Ndangane, Missirah, Sokone et Foundiougne qui permettent une évacuation relativement rapide des captures vers les grands centres urbains.

La population de pêcheurs résidents, estimée lors d'enquêtes-cadres effectuées en 1991, s'élève à 5 500 dont 2 500 opèrent sur la partie maritime et 3 000 dans la zone continentale. A ces chiffres, il faut ajouter les pêcheurs migrants qui étaient absents du Sine-Saloum lors des enquêtes-cadres. Il s'agit de 300 pêcheurs qui avaient émigré temporairement sur la Petite Côte, 100 en Gambie et 1 800 en Casamance et en Guinée-Bissau. Ainsi l'effectif total de pêcheurs originaires de la zone atteint 5 400 résidents et 2 300 migrants, ce qui représente 22 % des pêcheurs en activité sur le littoral sénégalais (Kébé, 1994).

En 1990, 902 pirogues opérationnelles ont été recensées au Sine-Saloum en saison froide contre 1 136 en saison chaude. Les taux d'activité s'établissent respectivement à 99 % et 69 % pour ces mêmes périodes. En 1991, ces chiffres connaissent une baisse avec 859 pirogues en mai et 1 046 en novembre (Kébé, 1994). Le taux de motorisation des pirogues est en moyenne de 52 %.

Les filets maillants (dormants, dérivants et encerclants), la senne de plage, la senne tournante coulissante, les filets à crevettes, l'épervier, la palangre et la ligne constituent les principaux engins de pêche utilisés (Bousso, 1994). Face à la diversité des conditions hydrodynamiques, des milieux (mer, estuaire, « bolons ») et des espèces exploitées, les pêcheurs du Sine-Saloum ont développé des stratégies adaptatives. On note en particulier l'utilisation d'une panoplie d'engins qui sont employés en mixité (plus de 80 combinaisons d'engins) ou en alternance. Outre cette grande diversité technologique, la pêche au Sine-Saloum se caractérise par une prépondérance des engins passifs en mer et une alternance des engins passifs et actifs en estuaire (Kébé, 1994).

Une part importante des prises, pouvant aller jusqu'à 75 % (Kébé, 1994), est transformée. On retrouve au Sine-Saloum toutes les techniques de transformation artisanale existant au Sénégal : mulet séché entier (« tambadiang »), poisson fermenté-séché (« guedj »), huître (« yokhosse») et arche (« pagne ») grillées ou bouillies puis fumées et séchées, raies et requins salés séchés (« saly »)... Cette dernière technique est surtout le fait d'étrangers, notamment des Ghanéens.

A côté de cette transformation purement traditionnelle, il existe une transformation « améliorée » effectuée au centre de pêche de Missirah avec l'assistance de coopérants japonais.

La consommation totale annuelle *per capita* de poisson est plus importante en milieu urbain (45,5 kg dont 3,9 kg de poissons transformé) qu'en milieu rural (37,1 kg dont 5,8 kg de poissons transformé).

La commercialisation du poisson s'organise autour de points de débarquement situés sur la terre ferme (Djifère, Sokone, Foundiougne, Missirah...) à partir desquels les mareyeurs vont assurer la vente en gros et demi-gros. Les détaillants qui sont très nombreux sont responsables de la distribution dans les marchés et même sur les lieux de débarquement.

- <u>les autres activités économiques</u>.

La région drainée par l'estuaire du Sine-Saloum est entièrement incluse dans le bassin arachidier. Les principales cultures de cette zone sont : l'arachide (53 % des surfaces cultivées), le mil et le sorgho (43 %) suivi de très loin par le maïs et le coton (Ba, 1993).

L'agriculture est organisée au Sine-Saloum sur une base familiale, et est essentiellement tributaire de la pluviométrie particulièrement irrégulière (Benoit-Cattin et Faye, 1986).

La culture de riz, jadis très répandue (Marius, 1977), est en nette régression en raison de la salinisation des terres. En outre, la productivité de l'arachide a connu une baisse ces dernières années en raison de la sécheresse, du coût élevé de l'engrais qui limite son utilisation par les paysans (Ba, 1993) et enfin à cause de l'érosion éolienne qui appauvrit les sols.

L'élevage est une activité non négligeable au Sine-Saloum. Elle porte essentiellement sur les bovins, les ovins, les caprins et les porcins dont le développement est entravé par l'Islam. L'élevage comme l'agriculture, a subi les effets néfastes de la péjoration climatique.

Le ramassage de coquillages, pour l'alimentation et la construction, est généralement le fait des femmes et des enfants (Dupuy et Verschuren, 1982). De même, l'extraction du sel, par forage et assèchement par évaporation des puits dans les « tannes » est prioritairement assurée par les femmes. Ces deux activités génèrent un appoint de revenus.

En comparaison avec les régions de Dakar, Thiès et Ziguinchor, le tourisme au Sine-Saloum est peu développé (Diouf-Sène, 1993 ; Goudiaby, 1993). Les potentialités de développement de ce secteur de l'économie y sont toutefois grandes (Dupuy et Verschuren, 1982 ; Anonyme, 1990).

Discussion

Les nombreuses spécificités hydrologiques et hydrographiques du Sine-Saloum ainsi que les modifications géologiques et climatiques subies ou en cours rendent ambigu son statut : est-ce un estuaire, un delta ou une ria ?

Selon Davies (1973), il existe un continuum des types de milieux laguno-estuariens, avec en début de spectre les lagunes engendrées par l'action de la mer et à l'opposé les deltas dont la formation dépend de processus liés à un fleuve plutôt qu'à l'action de la mer. Entre ces deux extrêmes se situent les estuaires.

Le trait morphologique le plus caractéristique des deltas est l'accumulation de sédiments qui provoque une avancée de la terre sur la mer et la prédominance des apports fluviaux sur ceux d'origine marine (Ottman, 1965 ; Foucault et Raoult, 1988 ; Piboubes et

Percier, 1989 ; Brunet *et al.*, 1992 ;). A la lumière de ceci, le Sine-Saloum, qui a perdu ses caractères fluviatiles, n'est pas dans son fonctionnement actuel un delta.

Par ailleurs, ni la définition classique des estuaires « normaux » de Pritchard (1967) qui privilégie le mélange d'eau de mer et d'eau douce, ni les définitions de Fairbridge (1980) et de Day *et al.* (1989) qui incluent dans leur subdivision de l'estuaire une zone fluviale dans le bief extrême amont ne correspondent à l'état actuel du Sine-Saloum.

Pritchard (1967), a proposé pour les milieux tels que le Sine-Saloum, qui pendant une bonne partie de l'année ne sont pas alimentés en eaux douces, les termes d'estuaire « inverse » ou « esteros » par analogie avec les lagunes hyperhalines mexicaines (Dyer, 1990).

Le bassin sédimentaire du Sine-Saloum correspondant à une zone de subsidence, son réseau hydrographique présente une forte analogie avec les systèmes de ria (Diop, 1990). Toutefois, l'évolution spatiale de la salinité dans les rias ne présente généralement pas de gradient amont-aval positif (exemple des rias de Galice d'où est originaire le terme ria et des abers équivalent des rias en Bretagne (Brunet *et al.*, 1992)), alors que ce fait est une des principales caractéristiques des estuaires « inverses ». Nous proposons donc de retenir pour le Sine-Saloum le terme d'estuaire « inverse ». La difficulté de trouver un consensus pour qualifier le Sine-Saloum est liée au fait qu'au cours de sa formation, il est passé par plusieurs étapes : d'abord ria post-glaciaire, ensuite estuaire en entonnoir, puis estuaire à barres, delta cuspé et enfin estuaire « inverse » (Ausseil-Badie *et al.*, 1991). Chacune de ces étapes a laissé sur le complexe estuarien des empreintes et des caractéristiques spécifiques qui rendent équivoque son statut actuel. Il est à noter que le passage d'un stade à un autre a été déterminé par des mouvements eustatiques ou des modifications climatiques.

Le principal changement climatique survenu au Sine-Saloum est l'aridification du climat qui s'est traduite par une diminution de la pluviométrie. Cette réduction des pluies s'est amorcée depuis 1961, mais les effets de cette diminution n'ont commencé à se faire sentir que plusieurs années plus tard. Ce n'est qu'avec les sécheresses exceptionnelles de 1968, 1972, 1973, 1974, 1977, 1979...que le déficit pluviométrique est devenu flagrant.

Cette péjoration climatique a des répercussions considérables sur l'hydrologie et l'écologie du bassin du Sine-Saloum. Sur le plan hydrologique, la chute de la pluviométrie combinée à une forte évaporation et à une pente très faible des biefs aval du complexe estuarien a provoqué une élévation des salinités. Si dans le Diomboss et le Bandiala les salinités n'atteignent pas des valeurs excessives, à cause des faibles dimensions de ces deux

bras principaux qui limitent l'effet du confinement, pour le Saloum par contre, des salinités de l'ordre de 100 et plus peuvent être atteintes en amont.

L'effet le plus spectaculaire de la sursalure concerne sans doute la mangrove. Du fait de l'augmentation de la salinité sa superficie a diminué de façon notable au détriment des « tannes ». Une bonne partie de l'estuaire, notamment la zone située en amont de Foundiougne, a ainsi perdu une source importante de matière organique.

Sur le plan hydrodynamique, la détérioration du climat s'est traduite par une prééminence des phénomènes marins. Le flot, contrairement à ce qui se passe dans les estuaires « normaux », devient plus important que le jusant. Les échanges entre la mer et l'estuaire deviennent déficitaires dans le sens amont aval. Par ailleurs, avec le rôle de bouchon atténuateur d'échanges joué par les « bolons », les mangroves, les « tannes »..., les eaux de l'estuaire ont un temps de séjour très long. Ce phénomène aura sur le plan trophique un impact important, dans la mesure où les sels nutritifs, les matières organiques et la production biologique ne sont pas rapidement exportés vers la mer mais sont utilisés sur place. Ceci explique la relative richesse trophique du Sine-Saloum par rapport aux estuaires de la sous région qui ont un fonctionnement normal. Dans les estuaires à mangrove classiques, une fraction importante (30 à 50 %) de la matière organique produite est exportée vers les zones côtières adjacentes (Blasco, 1982 ; Odum and Heald, 1975 ; Nordlie and Kelso, 1975 ; Alongi *et al.*, 1989).

La richesse trophique de l'estuaire du Sine-Saloum est à mettre en relation avec la présence de la mangrove, l'existence de très nombreux « bolons » et le relief très plat du bassin qui fait que de vastes zones sont couvertes et découvertes à chaque cycle de marée.

La mangrove enrichit le milieu essentiellement par deux voies. La première est la reminéralisation de la matière organique qui permet de mettre à la disposition de l'écosystème des sels nutritifs mais également des détritus organiques dont la valeur nutritive (teneur en protéine, en vitamine...et valeur calorique) est fortement améliorée par l'action des micro-organismes (William and Eric, 1972 ; Odum and Heald, 1975 ; Twilley *et al.*, 1986 ; Day *et al.*, 1989 ; Alongi, 1988). La deuxième est le rôle de support qu'offre les racines aériennes, les pneumatophores, les troncs et les nombreux branchages tombés dans l'eau (Rützler, 1969). Une biomasse importante d'épiphytes, souvent sous forme de mattes de Cyanobactéries et de Diatomées se développe sur ce support. Cette biomasse peut être considérable égalant même la biomasse fournie par la litière de la mangrove. La vitesse de « turnover » de ces épiphytes

étant nettement supérieure à celle de la mangrove, la productivité des mattes dépasse de très loin celle de la mangrove proprement dite (Rodriguez and Storner, 1990).

Les « bolons » jouent également un rôle important dans le Sine-Saloum. En effet, ils sont le plus souvent bordés d'une mangrove verdoyante. Les eaux des « bolons » étant périodiquement ramenées dans le chenal du cours principal, par le jeu des marées, il y a un apport de nutriments. Les zones qui sont les plus riches du Sine-Saloum sont d'ailleurs des zones où aboutissent de nombreux « bolons » bordés d'une mangrove abondante.

A chaque cycle de marée, les superficies alternativement submergées et exondées sont considérables. La submersion périodique de la litière accélère sa décomposition (Odum and Heald, 1975) et par conséquent favorise les phénomènes de reminéralisation. Ces dernières sont également facilitées par l'action des crabes, extrêmement nombreux dans le Sine-Saloum. Les crabes par leur action de consommation et de fractionnement mécanique des feuilles (Robertson, 1986 ; Guiral, 1994) et la bioturbation par creusement de terriers accélèrent les processus de minéralisation (Smith *et al.*, 1991). La vitesse de dégradation des feuilles de manogrove peut être augmentée d'un facteur trois du fait de la présence de crabes détritivores (Malley 1978).

A tous ces facteurs qui contribuent à l'enrichissement du milieu, il faut ajouter l'action des températures relativement élevées, notamment en saison chaude pluvieuse, qui accélèrent la reminéralisation (Pagès *et al.*, 1986 ; Diouf et Diallo, 1987).

Il est apparu que les facteurs les plus importants qui structurent l'environnement du Sine-Saloum sont le gradient amont-aval, la succession des saisons et la turbidité. Le paramètre qui semble le mieux traduire le gradient amont-aval est sans doute la salinité. Les variations de température expriment la « saisonnalité » ce qui explique qu'elle co-varie avec tout un ensemble de facteurs de l'environnement dont l'évolution est saisonnière. En ce qui concerne la turbidité, elle peut être considérée au Sine-Saloum comme un indicateur de l'origine des masses d'eau : les eaux marines étant plus claires et les eaux de « bolons » plus chargées. Ces facteurs structurants mis en évidence dans le Saloum font partie de ceux reconnus par McLusty (1993) comme ayant un rôle primordial dans les estuaires.

Pour ce qui est de la faune, les modifications de l'environnement physico-chimiques ont eu pour effet majeur sa « marinisation » ; les espèces continentales ayant complètement disparu. Il est remarquable que malgré les fortes salinités atteintes les biomasses et les richesses spécifiques demeurent relativement importantes. Une partie de cette faune,

notamment l'avifaune, bénéficie d'une protection efficace (parc national) qui lui permet de prospérer.

Au niveau humain, l'accroissement de la population et le déclin de l'agriculture et de l'élevage a entraîné une augmentation de la pression sur les ressources naturelles. La mangrove (bois de chauffe, construction), déjà menacée par la sursalure, a particulièrement souffert de cet état de fait.

3

Définition d'un protocole d'échantillonnage

3.- Définition d'un protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage, en raison de ses effets sur la qualité des données et par suite, sur celle des conclusions tirées d'une étude, constitue une étape essentielle du processus de recherche. Elle consiste à sélectionner une partie d'une population (au sens statistique) à observer afin d'estimer certaines caractéristiques de la population globale (Thompson, 1992).

Le concept d'échantillon représentatif est généralement mal défini dans la littérature écologique. Souvent, le chercheur considère qu'un échantillon est représentatif s'il est satisfaisant du point de vue de ses préoccupations, lesquelles peuvent être diverses, comme d'ailleurs ses critères personnels de satisfaction (Frontier, 1983).

Un échantillon sera jugé représentatif si tout individu de la population a une probabilité non nulle d'en faire partie (Vaillant *et al*, 1990). Il est toutefois illusoire, dans une étude comme celle que nous avons menée dans l'estuaire du Sine-Saloum, écosystème vaste et complexe de prétendre à un échantillonnage parfait exempt de tout biais. En effet, un protocole d'échantillonnage est presque toujours un compromis entre ce qui est souhaitable et ce qui est possible.

Le processus d'élaboration du plan d'échantillonnage des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum (fig. 3.1.), s'inspirant de ceux proposés par Frontier (1983) et Scherrer (1984) a conduit à un certain nombre de choix :

- choix d'une stratégie d'échantillonnage,
- choix d'un engin de pêche,
- choix des descripteurs biologiques,
- choix des paramètres de l'environnement à mesurer.

3.1.- Choix d'une stratégie d'échantillonnage

Le caractère ouvert des écosystèmes estuariens, la variété des types d'habitats et la diversité des comportements des poissons rendent difficile l'échantillonnage de ces milieux (Casselman *et al.*, 1990). L'optimisation de l'échantillonnage dans un tel environnement, où l'hétérogénéité spatiale joue un rôle fonctionnel fondamental (Perkins, 1974 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Livingston, 1987 ; Day *et al.*, 1989 ; Wootton, 1989) peut se faire par l'adoption d'une stratification, si les connaissances disponibles sur ce milieu le permettent.

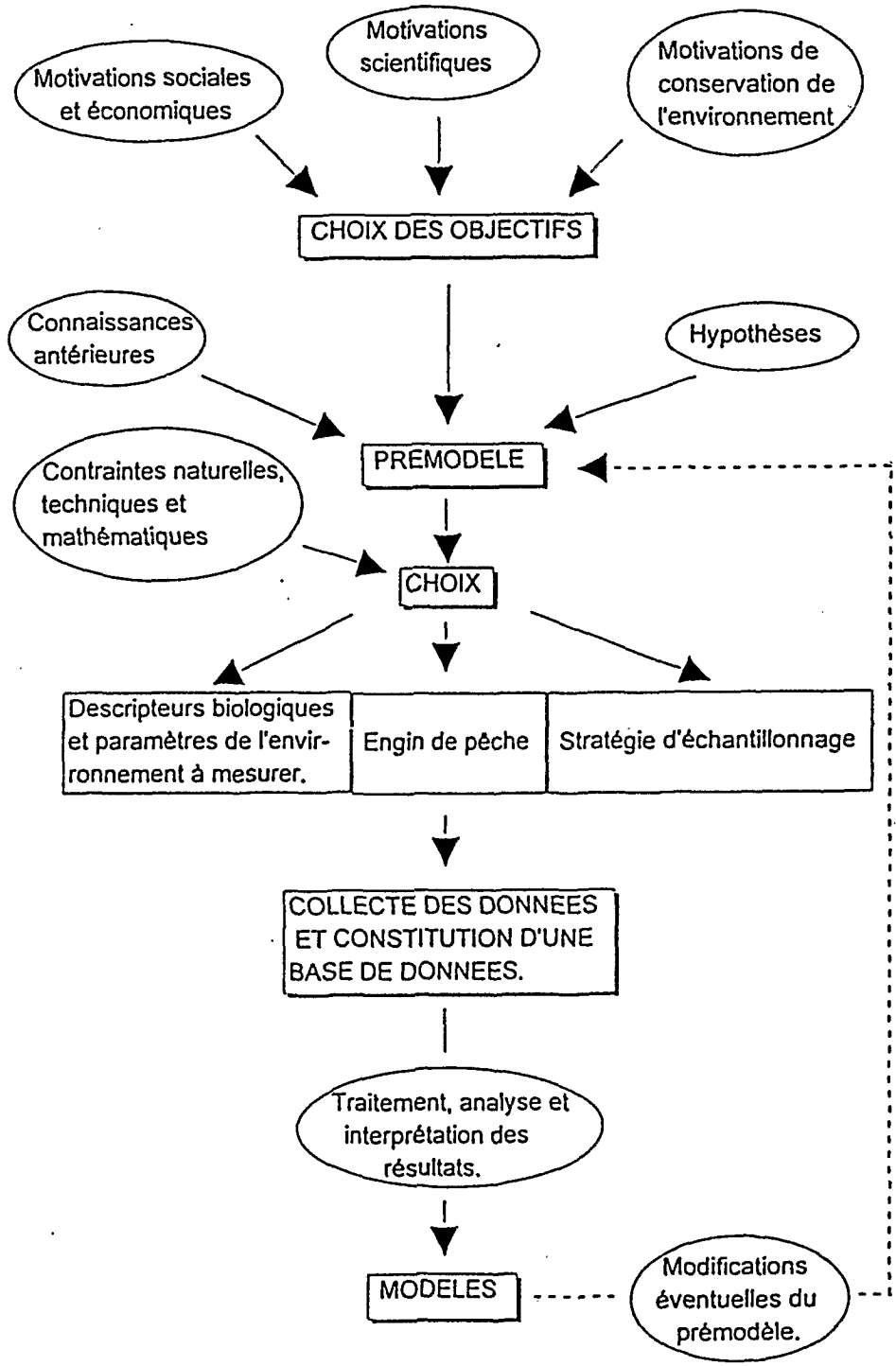


Fig. 3.1.- Schéma théorique du processus d'élaboration du plan d'échantillonnage des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum.

L'échantillonnage stratifié combine la simplicité conceptuelle de l'échantillonnage aléatoire simple et un gain potentiel significatif de fiabilité et d'économie (Levy and Lemeshow, 1991).

Sur la base d'une étude de l'environnement estuarien du Sine-Saloum (chapitre 2, section 2.5), une zonation écologique des trois bras principaux (Bandiala, Diomboss, Saloum) a été réalisée (fig. 3.2). Cette zonation basée sur des « stratificateurs » physico-chimiques (salinité, température, nitrates, silicates, phosphates, la transparence de l'eau), biologiques (phytoplancton, zooplancton, benthos, mangrove), sédimentologiques (nature et couleur des sédiments) ainsi que des images satellite a permis de définir plusieurs compartiments : trois pour le Bandiala, un pour le Diomboss et quatre pour le Saloum (fig. 3.2). Dans chaque strate, un certain nombre de stations a été retenu en fonction de la variabilité observée. Une station correspond approximativement à une aire de 500 m de long et de la largeur du cours d'eau à ce niveau. C'est à l'intérieur de cette « zone-station » que se feront toujours les prélèvements.

Sur le plan temporel, un des objectifs majeurs de l'étude est de comprendre l'effet de la succession des saisons - par les variations des paramètres de l'environnement qu'elle induit - sur les peuplements ichtyques. Chacune des saisons dure au moins trois mois. En tenant compte de cet objectif et des contraintes notamment logistiques et financières, au demeurant très fortes dans les pays en voie de développement comme le Sénégal, nous avons choisi un rythme de sortie bimestriel. Les campagnes d'échantillonnage ont débuté en mai 1991 et ont pris fin en juin 1993. Un certain nombre de campagnes et d'opérations ponctuelles programmées dans le but de répondre à des questions particulières ont également été réalisées.

3.2.- Choix d'un engin de pêche et d'un effort d'échantillonnage

Choix de la senne tournante coulissante

L'échantillonnage des peuplements de poissons peut se faire par différentes méthodes (Albaret, 1991): assèchement, empoisonnement, pêche au filet ou à l'explosif, observations visuelles en plongée (Galzin, 1985)...Toutefois, il se fait le plus souvent par des pêches expérimentales.

Certaines qualités essentielles sont requises pour les méthodes de pêche utilisées (Albaret, 1991 ; Diouf, 1994) :

- reproductibilité de la méthode,
- sélectivité réduite aussi bien pour la taille que pour les espèces,
- abondance du matériel biologique récolté qui de plus doit être en bon état,

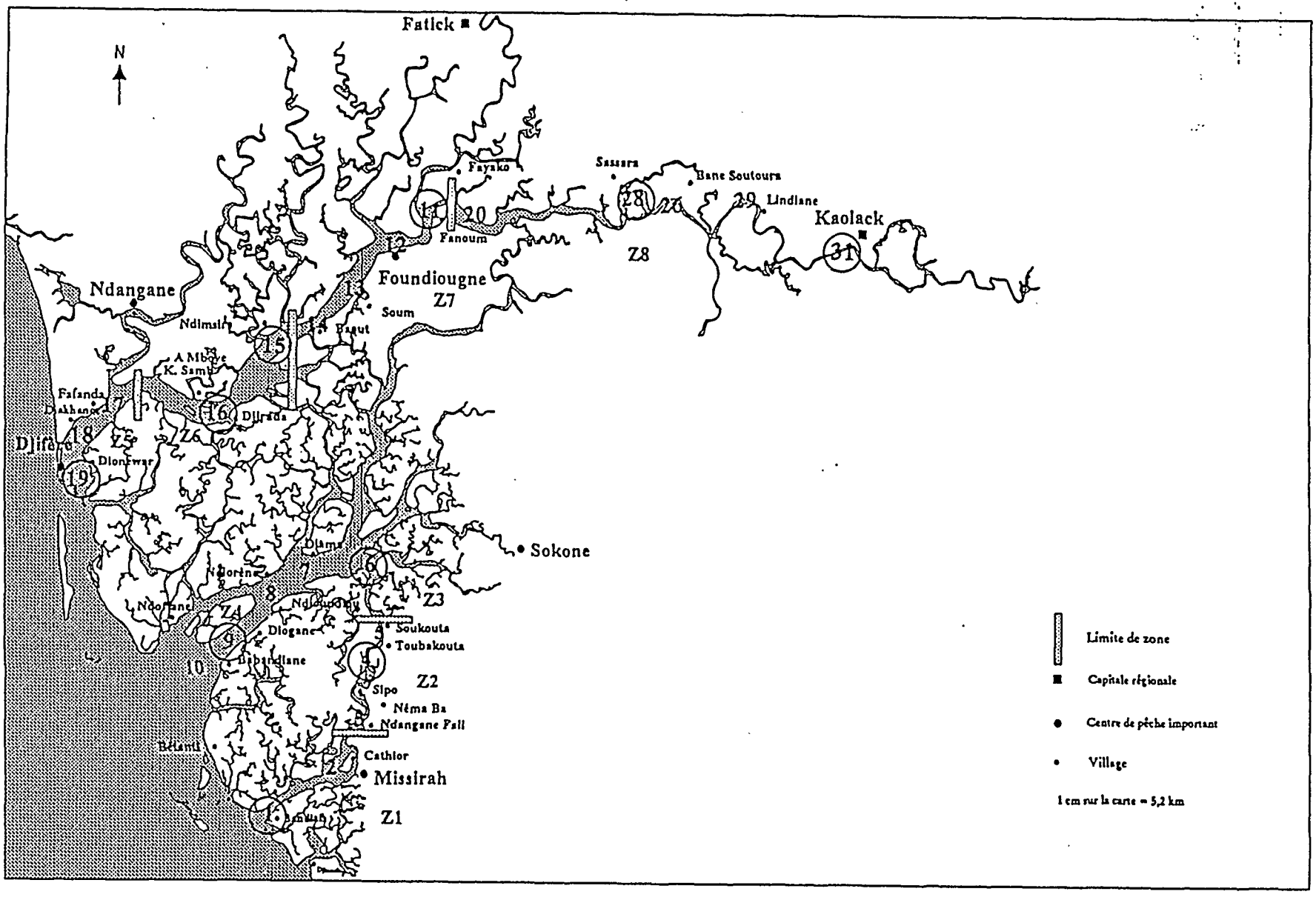


Fig. 3.2.- Localisation des stations de pêche et de prélèvements physico-chimiques (numéros encerclés = stations de pêche et de prélèvements physico-chimiques, les numéros non encerclés = stations de prélèvements physico-chimiques uniquement, Z = zone).

- facilité de mise en œuvre,
- coût raisonnable,
- utilisation courante par les pêcheurs artisans locaux.

Parmi les engins de pêche existant au Sine-Saloum, trois nous paraissaient susceptibles d'être utilisés comme moyen d'échantillonnage : la senne de plage, les filets maillants et la senne tournante. Plusieurs raisons nous ont incité à choisir la senne tournante coulissante comme engin principal d'échantillonnage. Comme la senne de plage (Monteiro, 1989 ; Aliaume, 1990), la senne tournante coulissante permet d'avoir une bonne définition de l'effort de pêche si on prend soin d'utiliser chaque fois le même engin, les mêmes moyens navigants, la même équipe et le même mode opératoire. De manière similaire, l'aire prospectée par ces deux engins de pêche est importante (Albaret, 1991 ; Diouf, 1994). Au même titre que la senne de plage, elle est peu sélective (surtout quand le maillage du filet est très faible) et fournit un matériel biologique abondant et en très bon état. La senne de plage présente cependant l'inconvénient de ne pouvoir échantillonner que les peuplements de bordure. Or dans de grands écosystèmes estuariens comme le Sine-Saloum, les superficies correspondant à des eaux profondes sont importantes (Diouf *et al.*, 1991). La senne tournante permet d'échantillonner des milieux avec une large gamme de profondeurs (1 m à 18 m dans le cas du Sine-Saloum).

Les filets maillants, malgré leurs nombreux avantages (facilité et souplesse d'utilisation, diversité de biotopes où ils peuvent être utilisés...), présentent les inconvénients d'être sélectifs (Hamley, 1975 ; Benech et Quensière, 1987 ; Albaret, 1991 ; Cox-Rogers and Jantz, 1993) et de diminuer d'efficacité, par saturation, quand la quantité d'individus présents dans le milieu est très importante (Borgstrom, 1992 ; Benech et Quensière, 1987).

Plusieurs facteurs affectent l'efficacité de la senne tournante : l'existence d'un fond rocheux, un vent et/ou un courant trop forts (Diouf *et al.*, 1994 ; Dème-Gningue *et al.*,1994). Dans l'estuaire du Sine-Saloum, les fonds rocheux sont très rares. La force du vent et la vitesse du courant n'ont jamais été trop fortes durant toute la période d'échantillonnage au point de gêner de manière notable le maniement de la senne tournante. Il apparaît donc qu'au Sine-Saloum, les contraintes à l'utilisation de la senne tournante comme engin d'échantillonnage sont faibles.

Par ailleurs, le souci de comparer efficacement nos résultats avec ceux d'études réalisées dans d'autres milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest avec une senne

tournante coulissante (Albaret, 1994 ; Baran, 1995), a beaucoup contribué au choix de cet engin.

Description et mode opératoire de la senne tournante utilisée au Sine-Saloum.

La senne tournante coulissante utilisée pour échantillonner les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum présente les caractéristiques suivantes :

- longueur 250 m,
- chute de 20 m (supérieure aux profondeurs enregistrées à toutes les stations),
- maille de 14 mm de côté,
- filet de type « Tressnet » sans nœuds,
- filet de la poche 210/18,
- reste du filet 210/12,

Par rapport aux sennes tournantes habituellement utilisées dans la pêche artisanale sénégalaise, notre filet a été surplombé (en moyenne 500 g/m). Ceci a pour effet d'augmenter la vitesse de chute de l'engin (Ecoutin, 1992) (donc de réduire l'évitement) et d'accroître l'adhérence du filet au fond lors de la fermeture et de la remontée du filet (ce qui limite l'échappement par le bas). Il en résulte une augmentation notable de l'efficacité de la senne (Charles-Dominique, 1993 ; Cantrelle *et al.*, 1983).

Lors de l'échantillonnage, il n'y a pas de recherche de bancs de poissons, mais plutôt un encerclement à "l'aveuglette" d'une portion d'eau correspondant à un emplacement prédéterminé.

La senne tournante est manœuvrée manuellement par une équipe de 8 personnes. La première opération consiste à larguer la bouée attachée à la ralingue supérieure, ralingue munie de flotteurs qui la maintiennent en surface (fig. 3.3.1). En même temps que la pirogue (coque en fibres de verre de 7 m de long équipée d'un moteur hors-bord de 45 cv) décrit un cercle complet, les pêcheurs mettent progressivement l'engin à l'eau (fig. 3.3.2). Une fois la manœuvre d'encerclement terminée, la bouée est récupérée et remontée à bord. La ralingue inférieure lestée de plomb va au fond et la chute étant supérieure à la profondeur, elle reste en contact avec les sédiments (fig. 3.3.3). A cette ralingue inférieure sont reliés à intervalles réguliers des anneaux par où passe une coulisse. Cette dernière est remontée progressivement par les pêcheurs (fig. 3.3.4). Il se crée alors une sorte de poche dans laquelle se trouvent emprisonnés les poissons. Les pêcheurs commencent alors à remonter le filet (fig. 3.3.5 et

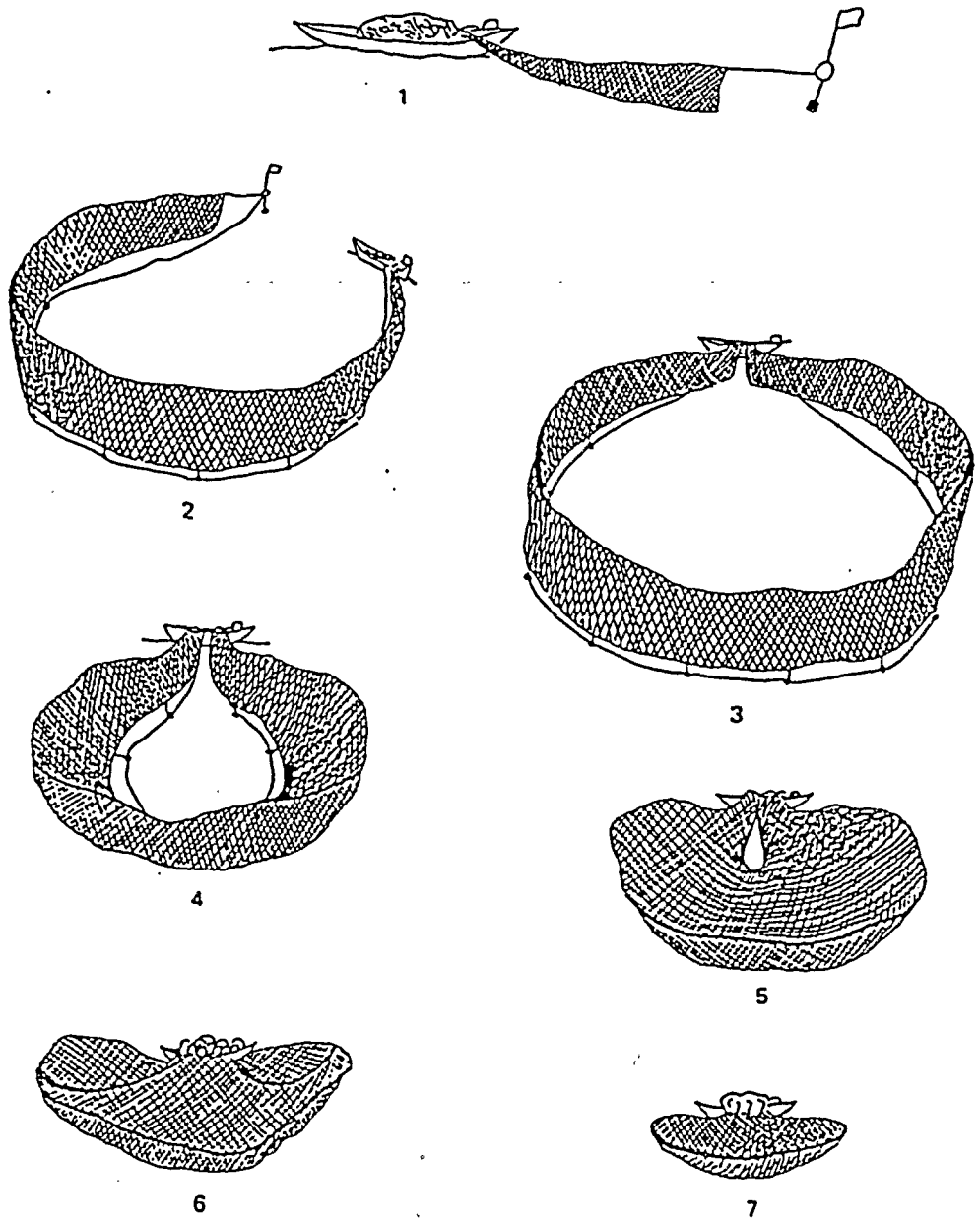


Fig. 3.3.- Représentation schématique de la mise en oeuvre d'une senne tournante coulissante.
Source : Ecoutin *et al.*, 1993.

fig.3.3.6), la poche étant la dernière partie à hâler (fig. 3.3.7). L'opération entière dure suivant les difficultés rencontrées (nature des sédiments, force du courant...) de 20 à 30 mn. L'encerclement se fait le plus rapidement possible, il dure en moyenne 3 à 5 mn.

Les deux principaux facteurs affectant l'efficacité de la senne tournante généralement évoqués sont d'une part l'évitement du bateau et de l'engin de pêche (Misund, 1990 ; Misund, 1993 ; Ona and Toresen, 1988 ; Charles-Dominique, 1993) et d'autre part l'échappement de certaines espèces par saut au-dessus de la ralingue supérieure ou par enfouissement dans les sédiments (Cantrelle *et al.*, 1983 ; Albaret, 1991 ; Dème-Gningue *et al.*, 1994 ; Diouf *et al.*, 1994).

Les sens qui interviennent le plus dans l'évitement sont la vision et l'ouïe (Wardle, 1993 ; Engas and Ona, 1990). Dans le Sine-Saloum, la turbidité relativement forte (Diouf *et al.*, 1991) limite la distance de réaction des poissons qui est faible quand il y a réduction de la lumière (Wardle, 1993 et 1988). Par ailleurs, les trois bras principaux du complexe estuarien du Sine-Saloum sont fréquemment parcourus par des embarcations motorisées. Ce qui semble induire un comportement d'habitude des poissons au bruit des moteurs (Guillard, 1993). Il en résulte une diminution des phénomènes d'évitement.

Certaines espèces de poissons, les mulets et les tilapias (au sens large) notamment, sont susceptibles de s'échapper en sautant au-dessus de la ralingue supérieure. Cet échappement peut être limité en faisant du bruit autour du filet fermé avec une barque motorisée et en soulevant le filet au-dessus de l'eau aux endroits où il y a échappement par saut.

Il est probable que certains individus d'espèces de grande taille (barracuda, grandes carangues...), excellents nageurs, arrivent à éviter le filet avant la fin de la manœuvre d'encerclement ; la vitesse de nage étant proportionnelle à la dimension du poisson (Misund and Aglen, 1992 ; Wardle, 1993 ; Wootton, 1992). Toutefois, il a été observé qu'un poisson évitant un objet en déplacement dans l'eau (filet, bateau...), avait généralement une vitesse du même ordre que l'objet en question. Les poissons ne peuvent généralement se déplacer à une très grande vitesse que pendant une période très limitée de l'ordre de quelques minutes. Ces déplacements rapides nécessitent l'utilisation des réserves de glycogène des muscles. Une fois ces réserves utilisées, le poisson doit se reposer 24 heures, le temps de reconstituer son stock de glycogène. Durant cette période, le poisson est incapable d'échapper et est très vulnérable (Wardle, 1993).

De plus, lorsqu'un poisson fuit un objet en déplacement sur l'eau, il ne suit généralement pas une trajectoire rectiligne. En effet, le poisson a, de chaque côté de la queue, un angle aveugle de 20 à 30° (Wardle, 1993). Pour fuir tout en gardant l'objet dans son champ de vision, il doit maintenir un angle de 135 à 155° entre l'objet et son corps (Wardle, 1993 et 1988). Il s'ensuit que le poisson nage suivant une trajectoire courbe qui n'est pas la plus rapide pour s'échapper. En outre du fait du mouvement encerclant de la senne tournante on note une certaine panique des poissons (Misund, 1993) qui les rend plus vulnérables à l'engin.

En ce qui concerne l'échappement par enfouissement, il est considérablement réduit par le « surplombage » de la ralingue inférieure. Ceci est d'ailleurs attesté par la capture fréquente de poissons plats fouisseurs : *Cynoglossus spp* et *Citharichthys stampfilii.*

Détermination de l'effort d'échantillonnage.

Afin de déterminer l'effort d'échantillonnage minimal nécessaire permettant de capturer un pourcentage satisfaisant des espèces présentes dans le milieu (Aliaume, 1990 ; Aliaume *et al.*, 1993), nous avons effectué en deux stations différentes (Bandiala et Ndioundiou) une série de coups de pêche successifs. Nous avons tenu à ce que, pour chaque station, les coups de pêche aient lieu dans les conditions hydrologiques les plus similaires possibles. Un coup de pêche durant entre 20 et 30 mn, il était impossible de faire plus de quatre coups dans les mêmes conditions environnementales. Les quatre coups n'ont pas été donnés exactement au même endroit (pour éviter le phénomène d'épuisement), mais à des points voisins (pas plus de 100 m).

La figure 3.4 montre que dès le premier coup, 73 % des espèces sont capturées à Ndioundiou et 81 % à Bandiala. Au deuxième coup, près de 89 % des espèces sont capturées à Bandiala et 92 % à Ndioundiou. Ces performances, qui nous paraissent satisfaisantes par rapport aux objectifs de l'étude sont à mettre en relation avec :

- les modifications apportées à notre engin («surplombage»),

- à la haute qualification et à la cohésion de l'équipe de pêche. Le chef d'équipe est un instructeur des techniques de pêches avec une expérience de plus 30 ans et les autres membres de l'équipe issus de la même famille travaillent ensemble depuis plus de 10 ans. Par ailleurs ces pêcheurs qui ont travaillé dans différents milieux (mer, estuaires, bolons) aussi bien au Sénégal qu'à l'étranger (Gambie, Côte d'Ivoire, Guinée et Guinée Bissau) ont acquis une

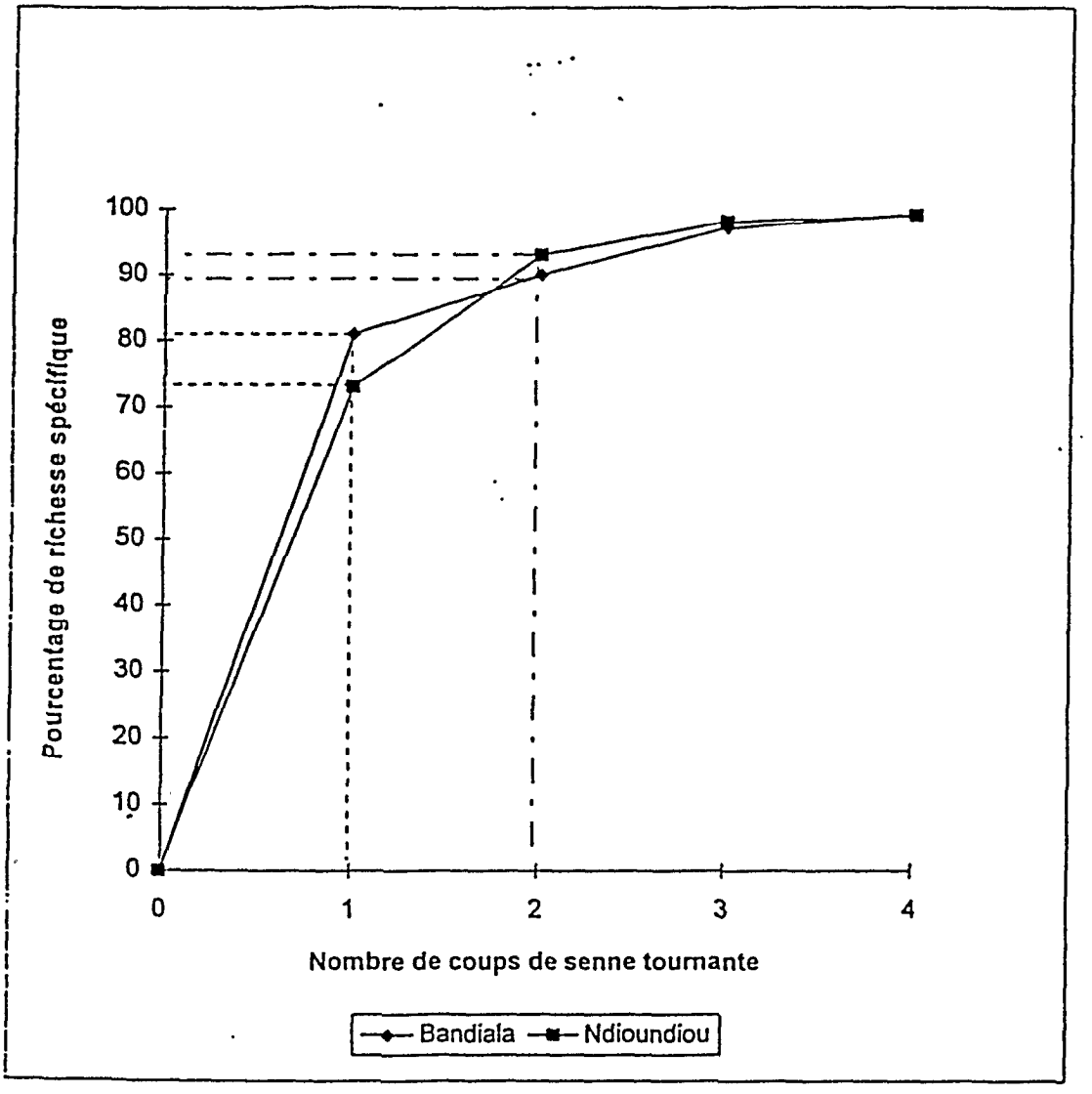


Fig. 3.4.- Pourcentage cumulé de la richesse spécifique échantillonnée lors d'une série de prélèvements.

bonne connaissance pratique de la mer et des estuaires, du comportement des poissons et surtout du maniement de la senne tournante.

- les grandes dimensions de l'engin d'échantillonnage (Wilson and Weisberg, 1993).

A l'issue de cette expérience, nous avons retenu de faire deux coups de pêche de senne tournante à chaque station par sortie.

La reproductibilité de l'échantillonnage à la senne tournante nous autorise à considérer chaque coup de pêche comme une unité d'effort stable et les abondances spécifiques, aussi bien en effectif qu'en biomasse ont été estimées par les prises par unité d'effort, c'est-à-dire un coup de pêche.

Représentativité des coups de pêche

Afin de tester l'influence de l'heure de prélèvement sur la variabilité une expérience a été conduite à Bandiala et Ndioundiou. Ces deux stations ont été échantillonnées chacune six fois au cours d'une période de 24 h (tabl. 3.1). La senne tournante a été utilisée pour tous les coups.

Tableau 3.1.- Série de coups de pêche de senne tournante au cours d'une période de 24 h à Bandiala et Ndioundiou.

STATIONS	COUPS	HEURES	JOUR/NUIT	
Bandiala	1	9 h 07	J	
Bandiala	2	11 h 44	J	
Bandiala	3	15 h 09	J	
Bandiala	4	16 h 55	J	
Bandiala	5	23 h 38	N	
Bandiala	6	5 h 35	N	
Ndioundiou	7	6 h 30	J	
Ndioundiou	8	9 h 10	J	
Ndioundiou	9	12 h 16	J	
Ndioundiou	10	15 h 32	J	
Ndioundiou	11	17 h 57	J	
Ndioundiou	12	23 h 05	N	

Une analyse factorielle des correspondances a été réalisée sur l'ensemble des données d'abondance ainsi récoltées (fig. 3.5). Pour éviter une surcharge de la représentation graphique de l'AFC, une sélection a été faite en fonction de la qualité de la représentation des points dans le plan factoriel 1-2 (Simier, 1993). La plus petite dimension du tableau traité est 12 (12 coups), par conséquent on obtient 12-1 = 11 axes. On a donc représenté sur la figure 3.5 que les coups de pêche et les espèces dont la corrélation avec l'un des axes est supérieure à 1/11=0,009.

L'AFC porte sur un tableau de 44 lignes (ensemble des espèces capturées dans les deux stations) et 12 colonnes (totalité des coups de pêche aux deux stations). Chaque case (i, j) de ce tableau correspond à l'abondance de l'espèce i dans le coup j.

L'examen du plan 1-2 (58 % de la variabilité totale) met en évidence :

- la réalité station, les coups de chaque station étant bien regroupés.

- l'homogénéité des coups de jour qui sont regroupés pour chaque station. Ceci ainsi que le fait qu' à chaque station, les espèces pêchées à presque tous les coups (5 coups sur six) constituent entre 94 et 98 % de l'abondance (Simier, 1993) autorise à ne pas tenir compte de l'heure d'échantillonnage dans la journée.

Par ailleurs lors d'une campagne simultanée de pêches expérimentales avec notre senne tournante et d'écho-intégration, menée dans l'estuaire du Sine-Saloum en juin 1993 (Guillard, 1993), on a noté une bonne concordance entre les biomasses pêchées et celles détectées. Les rares fois, durant lesquelles les résultats étaient contradictoires, la senne avait capturé une biomasse plus importante. Ceci a été relié au schéma de distribution verticale des poissons dans certaines stations. En effet dans les stations où les poissons sont très en surface ou collés au fond, la détection est mauvaise (Olsen, 1990).

Autres sources d'informations

Afin d'obtenir l'inventaire ichtyofaunistique le plus complet possible et des informations biologiques supplémentaires, d'autres méthodes ont également été utilisées :

- une senne de plage de 180 m de long, 9 m de chute et 25 mm de maille a été utilisée d'avril 1990 à décembre 1990 à toutes les stations de pêches expérimentales,

- des enquêtes ont également été menées au niveau des points de débarquement pour noter les espèces capturées et les lieux de pêche,

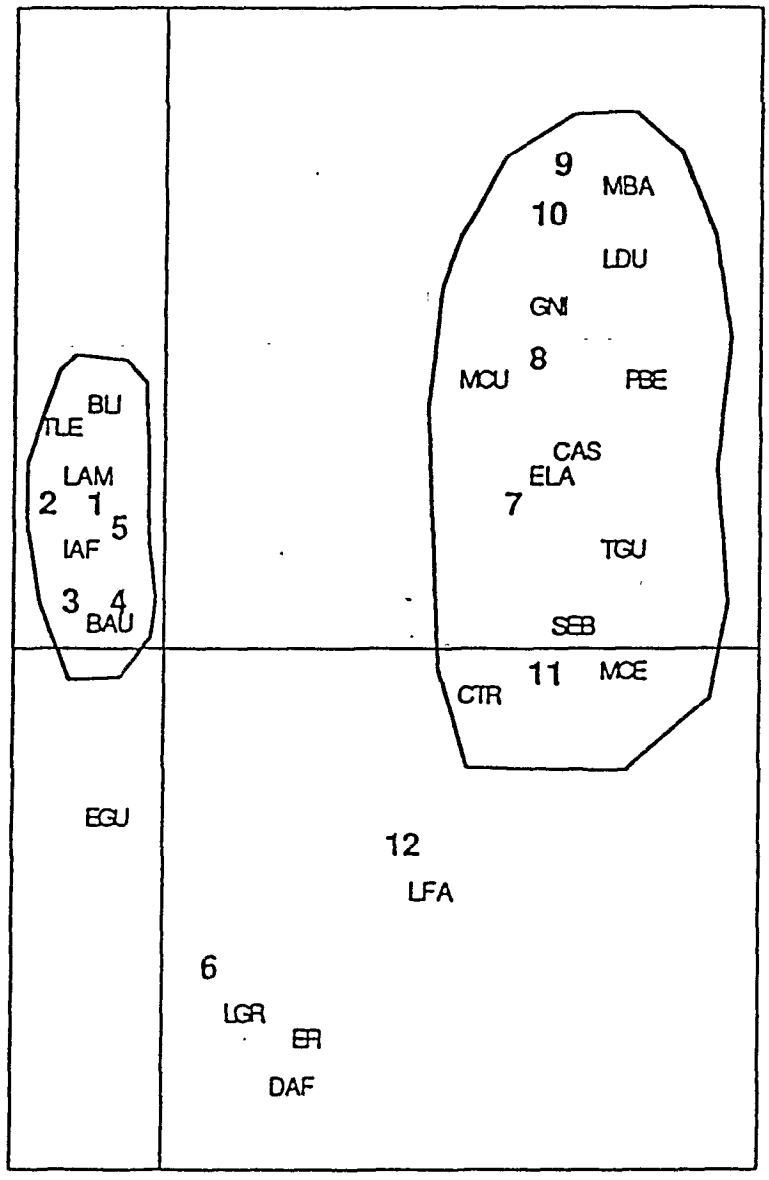


Fig. 3.5.- Analyse factorielle d'une série de coups de senne tournante effectués sur une période de 24 heures à Bandiala et à Ndioundiou. Les chiffres correspondent au numéros des coups, 1 à 6 à Bandiala et 7 à 12 à Ndioundiou. Les lettres correspondent à des codes d'espèces Cf liste des espèces tabl. 4.1).

- des observations « sur l'eau » des captures des pêcheurs professionnels (senne de plage, filets maillants dormants et dérivants, palangres, éperviers...) ont souvent été réalisées,

Par ailleurs, la liste faunistique a été complétée par des informations provenant de l'étude des juvéniles de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum menée par Vidy (comm. pers.). En outre, des entretiens avec les pêcheurs, surtout les « anciens », pour obtenir des informations sur l'évolution du milieu et de la composition spécifique ont régulièrement été organisés. Les informations recueillies au cours de ces rencontres, ont par la suite été confrontées à nos résultats.

3.4.- Descripteurs biologiques

A chaque coup de pêche, la capture est triée par espèce. La détermination des espèces a été faite grâce à de nombreux ouvrages et articles (Daget et Iltis, 1965 ; Blache *et al.*, 1970 ; Fischer *et al.*, 1981 ; Trewavas, 1983 ; Daget *et al.*, 1984, 1986 a et b, 1991 ; Albaret et Legendre, 1985 ; Seret et Opic, 1986 ; Albaret, 1987 ; Bellemans *et al.*, 1988 ; Lévêque *et al.*, 1990 et 1992 ; Diouf, 1991...).

Pour chaque espèce, les individus sont comptés et le poids total déterminé. Cinquante individus de chaque espèce (ou la totalité de la prise si l'effectif est inférieur à 50) sont pesés, mesurés (longueur à la fourche et ou à défaut longueur totale) et disséqués pour la détermination de leur stade de maturité sexuel. Une échelle de maturité commune à toutes les espèces (Albaret et Legendre, 1985) a été adoptée. Le contenu stomacal est également déterminé. Au total plus de 23 600 poissons ont été examinés pour l'étude de la biologie.

3.5.- Descripteurs de l'environnement

Le choix des descripteurs de l'environnement retenus relève des connaissances acquises sur les relations environnement-peuplements de poissons (Blaber and Blaber, 1980 ; Den Boer, 1981 ; Day and Grindley, 1981 ; Deegan *et al.*, 1986 ; Pinto, 1987 ; Aliaume, 1990 ; Albaret, 1994...).

A chaque coup de pêche, les paramètres suivants ont été mesurés :

- la température avec un thermomètre à mercure au 1/10 de °C,
- la salinité avec un réfractomètre de précision 1,

- les sels nutritifs (nitrates, phosphates, silicates, azote total et phosphore total) sont dosés au laboratoire au technicon 2ème génération selon les méthodes de Strickland and Pearsons (1972),

- la chlorophylle est solubilisée au méthanol et dosée au fluorimètre,

- la quantité de matières en suspension est déterminée par pesées différentielles d'un filtre en fibre de verre Whatman GF/C avant et après filtration d'un échantillon d'eau de 250 ml,

- la matière organique dissoute est dosée par spectrophotométrie,

- l'oxygène est mesuré par une sonde YSI,

- la transparence est appréciée par un disque de Secchi,

- la profondeur par un profondimètre,

A l'exception de la transparence et de la profondeur, tous les descripteurs de l'environnement ont été mesurés à chaque station en surface, à mi-profondeur et au fond.

En plus de ces facteurs, le type de sédiments du fond, la nature et l'état de santé de la végétation, le sens et la force du courant (exprimée suivant une échelle de quatre degrés : nul = étale, faible = inférieur à 20 cm/s, moyen = compris entre 20 et 40 cm/s, fort= supérieur à 40 cm/s) sont notés.

4

L'ichtyofaune de l'estuaire du Sine-Saloum

4. L'ichtyofaune de l'estuaire du Sine-Saloum

4.1. Inventaire

La richesse spécifique d'un milieu traduit sa « capacité » d'accueil qui est d'autant plus grande que le nombre de niches écologiques occupées est élevé (Monteiro *et al.*,1990). Sa détermination dans les estuaires nécessite, pour lever toute équivoque, de convenir de ce qu'on entend par faune estuarienne (Diouf et Albaret, 1995). Ceci est d'autant plus nécessaire que la définition de l'estuaire a été le sujet d'une controverse due en partie à la variabilité des caractéristiques géomorphologiques et physico-chimiques de ces écosystèmes (Lagler *et al.*, 1962 ; Rebelo, 1992).

Dans ce travail, nous considérons que l'estuaire s'étend du trait de côte à la limite amont de la marée dynamique. De plus, la notion de richesse spécifique est abordée en tenant compte du caractère ouvert des MEL (Albaret et Diouf, 1994 ; Baran, 1995). De ce fait, toute espèce rencontrée dans l'estuaire, qu'elle y vive de manière temporaire ou permanente, est considérée comme faisant partie de l'ichtyofaune estuarienne (Cf. chapitre 1). Ce choix trouve sa justification d'une part dans le rôle écologique que jouent les espèces migratrices dans la structuration des peuplements de poissons (Aliaume, 1990) d'autre part dans la fonction capitale que remplissent les MEL dans le cycle vital de nombreuses espèces (McHugh, 1976 ; Day *et al.*, 1981 ; Wallace *et al.*, 1984 ; Potter *et al.*, 1990 ; Day *et al.*, 1998).

Cent onze espèces appartenant à cinquante et une familles ont été répertoriées au cours de notre étude (Tableau 4.1). Parmi les quarante-trois espèces réparties en vingt-sept familles, inventoriées par Seret (1983) dans l'estuaire du Sine-Saloum, lors d'une campagne de chalutage en mai 1983 dans le Bandiala et le Diomboss, seules trois espèces ne figurent pas dans nos relevés. Il s'agit de *Dasyatis pastinaca*, *Halobatrachus didactylus* et *Sphaeroïdes splengleri*. En ajoutant ces dernières à notre liste faunistique, la richesse spécifique globale de l'estuaire du Sine-Saloum peut être estimée à cent quatorze espèces.

La comparaison de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche des trois bras principaux (fig. 4.1.) qui constituent le complexe estuarien du Sine-Saloum semble indiquer que les valeurs enregistrées dans le Bandiala sont plus élevées que celles du Diomboss et du Saloum. Le test de comparaison de moyennes (deux à deux) de Tukey fait apparaître une différence significative au seuil de 0,05 entre d'une part le Bandiala et d'autre part les deux

Tabl.4.1.- Liste des espèces pêchées dans l'estuaire du Sine-Saloum (La classification des Chondrichthyens a été faite selon Seret et Opic,1990 et celle des Osteichthyens selon Grenwood et al., 1966 ; les espèces pour lesquelles l'abondance, le poids et l'occurrence ne sont pas mentionnées ont été observées hors échantillonnage standard).

CLASSE	FAMILLE	ESPECE	CODE	ABONDANCE	POIDS	OCCURRENCE
Chondrichthyens	Rhinobatidae	Rhinobatos albomaculatus (Norman, 1930)	RAL			
Chondrichthyens	Rhinobatidae	Rhinobatos cemiculus E. Geoffroy St Hilaire, 1817	RCE	30	25817	20
Chondrichthyens	Dasyatidae	Dasyatis centroura (Mitchill, 1815)	DCE			
Chondrichthyens	Dasyatidae	Dasyatis margarita (Günther, 1970)	DMA	63	44739	38
Chondrichthyens	Dasyatidae	Dasyatis margaritella Compagno et Roberts, 1984	DAM	48	13320	20
Chondrichthyens	Gymnuridae	Gymnura altavela (Linnaeus, 1758)	GAL	1	344	1
Chondrichthyens	Gymnuridae	Gymnura micrura (Bloch et Schneider, 1801)	GMI	7	8746	6
Chondrichthyens	Myliobatidae	Pteromylaeus bovinus (E. Geoffroy St Hilaire, 1817)	PBO			
Chondrichthyens	Rhinopteridae	Rhinoptera bonasus (Mitchill, 1815)	RBO	2	29500	2
Osteichthyens	Elopidae	Elops lacerta Valmciennes, 1846	ELA	207	27075	60
Osteichthyens	Elopidae	Elops senegalensis Regan, 1909	ELS	14	4170	7
Osteichthyens	Albulidae	Albula vulpes (Linnaeus, 1758)	AVU	1	13	1
Osteichthyens	Ophichthidae	Pisodonophis semicinctus (Richardson, 1848)	PSM			
Osteichthyens	Clupeidae	Ethmalosa fimbriata (Bowdich, 1825)	EFI	29329	518651	106
Osteichthyens	Clupeidae	Pellonula leonensis Regan, 1917	PEF	1	11	1
Osteichthyens	Clupeidae	Sardinella aurita Valenciennes, 1847	SAU	120	780	1
Osteichthyens	Clupeidae	Sardinella maderensis (Lowe, 1839)	SEB	79958	1301039	231
Osteichthyens	Pristigasteridae	Ilisha africana (Bloch, 1795)	IAF	13505	233758	76
Osteichthyens	Engraulidae	Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758)	AGU			
Osteichthyens	Torpedinidae	Torpedo mackyana Metzelaar, 1919	TOR	1	200	1
Osteichthyens	Torpedinidae	Torpedo marmorata Risso, 1810	TOM	4	330	3
Osteichthyens	Ariidae	Arius heudeloti Valenciennes, 1840	AHE	8	1799	5
Osteichthyens	Ariidae	Arius latiscutatus Günther, 1864	AGA	95	28788	34
Osteichthyens	Ariidae	Arius parkii Günther, 1864	ARP	33	8817	16
Osteichthyens	Batrachoididae	Batrachoides liberiensis (Steindachner, 1895)	BLI	24	4614	19
Osteichthyens	Antennariidae	Antennarius pardalis (Valenciennes, 1837)	APA	23	4434	7
Osteichthyens	Hemiramphidae	Hemiramphus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	HBR	42	2610	6
Osteichthyens	Exocoetidae	Fodiator acutus (Valenciennes, 1846)	FAC	3	67	3
Osteichthyens	Belonidae	Strongylura senegalensis (Valenciennes, 1846)	SMA	30	465	2
Osteichthyens	Belonidae	Tylosurus acus rafale Colette & Parin, 1970	TRA			
Osteichthyens	Belonidae	Tylosurus crocodilus crocodilus (Peron & LeSueur, 1821)	TCR	2	743	2
Osteichthyens	Cyprinodontidae	Aplocheilichthys spilauchen (Duméril, 1861)	ASP			
Osteichthyens	Fistulariidae	Fistularia tabacaria Linnaeus, 1758	FTA	1	78	1
Osteichthyens	Syngnathidae	Hippocampus punctatus Guichenot, 1850	HPU	7	50	6
Osteichthyens	Scorpaenidae	Scorpaena maderensis Valenciennes, 1833	SCM	1	11	1
Osteichthyens	Scorpaenidae	Scorpaena scrofa Linnaeus, 1758	SCS	6	70	4
Osteichthyens	Serranidae	Epinephelus aeneus (Geoffroy St Hilaire, 1817)	EAE	39	8107	29
Osteichthyens	Moronidae	Dicentrarchus punctatus (Bloch, 1792)	DPU	25	5542	12
Osteichthyens	Echeneidae	Echeneis naucrates Linnaeus, 1758	ENA	2	97	2
Osteichthyens	Carangidae	Alectis alexandrinus (Geoffroy St Hilaire, 1817)	SAL	1	526	1
Osteichthyens	Carangidae	Caranx hippos (Linnaeus, 1766)	CHI	47	4839	21
Osteichthyens	Carangidae	Caranx senegallus Valenciennes, 1833	CAS	31	7107	10
Osteichthyens	Carangidae	Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766)	CHL	5857	101309	91
Osteichthyens	Carangidae	Decapterus rhonchus (Geoffroy St Hilaire, 1817)	CRH	28	799	11
Osteichthyens	Carangidae	Hemicaranx bicolor (Günther, 1860)	AAM	2	416	1
Osteichthyens	Carangidae	Lichia amia Linnaeus, 1758	LAM	18	1958	11
Osteichthyens	Carangidae	Selene dorsalis (Gill, 1862)	VSE	7	51	5
Osteichthyens	Carangidae	Trachinotus ovatus (Linnaeus, 1758)	LGL	1	72	1
Osteichthyens	Carangidae	Trachinotus teraia Cuvier, 1832	TFA	6	14009	6
Osteichthyens	Carangidae	Trachurus trecae Cadenat, 1949	TTR	87	2612	3
Osteichthyens	Lutjanidae	Lutjanus goreensis (Valenciennes, 1830)	LGO	7	4324	5
Osteichthyens	Lobotidae	Lobotes surinamensis (Bloch, 1790)	LSU	1	8100	1
Osteichthyens	Gerreidae	Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863)	GME	4526	80026	194
Osteichthyens	Gerreidae	Gerres nigri Günther, 1859	GNI	9183	330954	231
Osteichthyens	Haemulidae	Brachydeuterus auritus (Valenciennes, 1831)	BAU	10241	123959	98
Osteichthyens	Haemulidae	Plectorhinchus macrolepis (Boulanger, 1899)	PLM	42	32676	29
Osteichthyens	Haemulidae	Pomadasys incisus (Bowdich, 1825)	PIN	117	4304	15
Osteichthyens	Haemulidae	Pomadasys jubelini (Cuvier, 1830)	PJU	994	30143	45
Osteichthyens	Haemulidae	Pomadasys peroteti (Cuvier, 1830)	PPE	2181	140128	142
Osteichthyens	Haemulidae	Pomadasys rogeri (Cuvier, 1830)	PRO	1	115	1
Osteichthyens	Sparidae	Diplodus bellotti (Steindachner, 1882)	DBE	12	251	5
Osteichthyens	Sparidae	Diplodus vulgaris (Geoffroy St Hilaire, 1817)	DVU	4	71	4
Osteichthyens	Sparidae	Lithognathus mormyrus (Linnaeus, 1758)	LMO	1	120	1
Osteichthyens	Sparidae	Pagrus caeruleostictus (Valenciennes, 1830)	PEH	1	153	1
Osteichthyens	Sciaenidae	Argyrosomus regius (Asso, 1801)	ARE	28	1064	6
Osteichthyens	Sciaenidae	Pseudotolithus brachygnathus Bleeker, 1863	PBR	289	49217	50
Osteichthyens	Sciaenidae	Pseudotolithus elongatus (Bowdich, 1825)	PEL	1894	254505	31
Osteichthyens	Sciaenidae	Pseudotolithus moori (Günther, 1865)	PMO			
Osteichthyens	Sciaenidae	Pseudotolithus senegalensis (Valenciennes, 1833)	PSN	13	1086	8
Osteichthyens	Sciaenidae	Pseudotolithus typus Bleeker, 1863	PTY	41	10911	18

Osteichthyens	Sciaenidae	Pteroscion peli (Bleeker, 1863)	PTP	93	2047	10
Osteichthyens	Mullidae	Pseudupeneus prayensis (Cuvier, 1829)	PPR	3	111	1
Osteichthyens	Monodactylidae	Monodactylus sebae (Cuvier, 1831)	PSB	165	7920	35
Osteichthyens	Ephippidae	Chaetodipterus goreensis (Cuvier, 1831)	CHG	4	82	2
Osteichthyens	Ephippidae	Chaetodipterus lippei Steindachner, 1895	CLI	25	3300	16
Osteichthyens	Ephippidae	Drepane africana Osrio, 1892	DAF	116	38831	20
Osteichthyens	Chaetodontidae	Chaetodon hoefleri Steindachner, 1883	CHO	2	14	2
Osteichthyens	Cichlidae	Chromidotilapia guentheri (Sauvage, 1882)	PGU	1	167	1
Osteichthyens	Cichlidae	Hemichromis fasciatus Peters, 1857	HFA	1	64	1
Osteichthyens	Cichlidae	Sarotherodon melanotheron (Duméril, 1859)	SME	1869	91342	47
Osteichthyens	Cichlidae	Tilapia guineensis Bleeker, 1862	TGU	464	79174	81
Osteichthyens	Mugilidae	Liza bandialensis n. sp.	LBA			
Osteichthyens	Mugilidae	Liza dumerili (Steindachner, 1870)	LDU	3042	242497	128
Osteichthyens	Mugilidae	Liza falcipinnis (Valenciennes, 1836)	LFA	738	54247	84
Osteichthyens	Mugilidae	Liza grandisquamis (Valenciennes, 1836)	LGR	1409	157243	57
Osteichthyens	Mugilidae	Mugil bananensis (Pellegrin, 1928)	MBA	355	34060	60
Osteichthyens	Mugilidae	Mugil cephalus Linnaeus, 1758	MCE	75	11525	23
Osteichthyens	Mugilidae	Mugil curema Valenciennes, 1836	MCU	755	83201	67
Osteichthyens	Sphyraenidae	Sphyraena afra Peters, 1844	SPI	21	12256	16
Osteichthyens	Sphyraenidae	Sphyraena guachancho Cuvier, 1846	SGU	24	3387	12
Osteichthyens	Polynemidae	Galeoides decadactylus (Bloch, 1795)	GDE	2617	107839	139
Osteichthyens	Polynemidae	Pentanemus quinquarius (Linnaeus, 1758)	PQQ	1	94	1
Osteichthyens	Polynemidae	Polydactylus quadrifilis (Cuvier, 1829)	POQ	18	9265	12
Osteichthyens	Gobiidae	Periophtalmus barbarus (Linnaeus, 1766)	PPA			
Osteichthyens	Gobiidae	Porogobius schegelii (Günther, 1861)	ACS	1	3	1
Osteichthyens	Eleotridae	Bostrychus africanus (Steindachner, 1880)	BAF			
Osteichthyens	Acanthuridae	Acanthurus monroviae Steindachner, 1876	AMO	5	569	4
Osteichthyens	Trichiuridae	Trichiurus lepturus Linnaeus, 1758	TLE	52	13689	12
Osteichthyens	Scombridae	Orcynopsis unicolor (Geoffroy St Hilaire, 1817)	OUN	1	200	1
Osteichthyens	Scombridae	Scomberomorus tritor (Cuvier, 1832)	CTR	246	36965	69
Osteichthyens	Psettodidae	Psettodes belcheri Bennet, 1831	PBE	27	6882	21
Osteichthyens	Bothidae	Citarichthys stampfli Steindachner, 1869	CST	67	894	37
Osteichthyens	Soleidae	Pegusa triophtalma (Bleeker, 1863)	PTR	6	35	3
Osteichthyens	Soleidae	Synaptura cadenati Chabanaud, 1848	SCA	7	782	6
Osteichthyens	Soleidae	Synaptura lusitanica Capelo, 1868	SLU	3	583	3
Osteichthyens	Cynoglossidae	Cynoglossus cadenati (Kaup, 1858)	CCA			
Osteichthyens	Cynoglossidae	Cynoglossus monodi Chabanaud, 1949	CYM	2	326	2
Osteichthyens	Cynoglossidae	Cynoglossus senegalensis (Kaup, 1858)	CYS	104	23245	62
Osteichthyens	Monacanthidae	Stephanolepis hispidus (Linnaeus, 1766)	SHI	1	1	1
Osteichthyens	Tetraodontidae	Ephippion guttiferum (Bennet, 1831)	EGU	73	108348	42
Osteichthyens	Tetraodontidae	Lagocephalus laevigatus Linnaeus, 1766	LLA	10	2748	6

Fig. 4.1.- Comparaison de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche dans les trois bras principaux de l'estuaire. (N = nombre de coups de pêche)

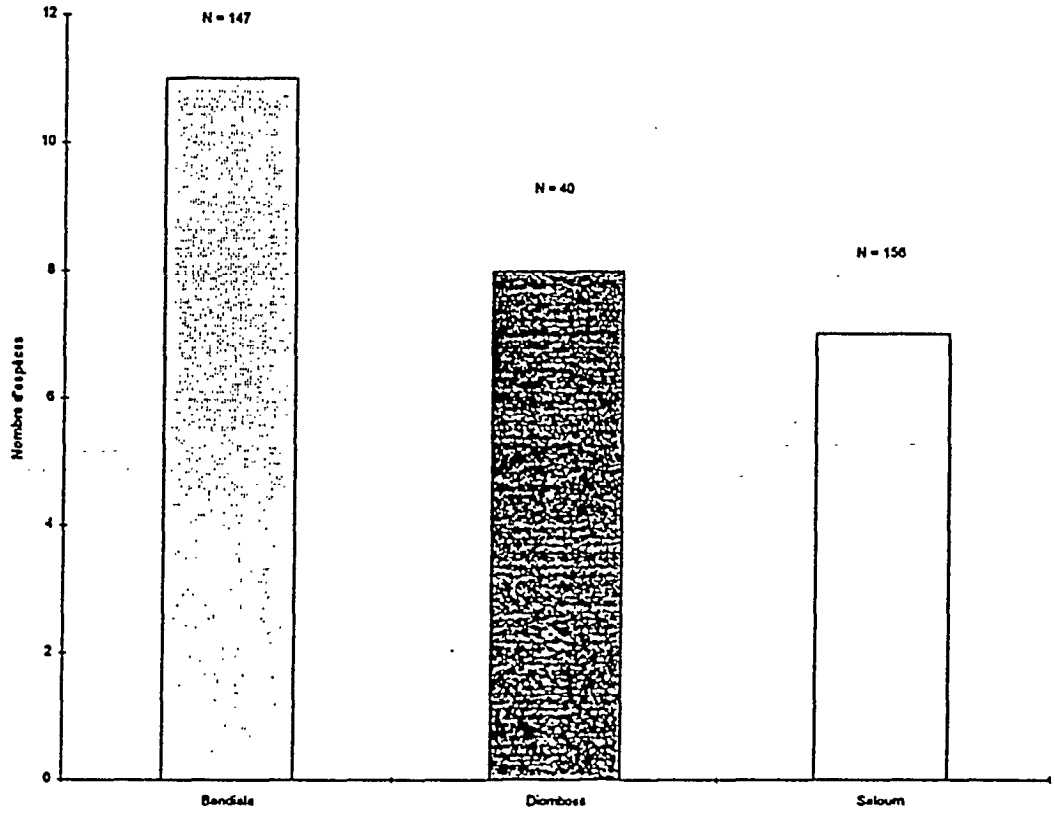


Fig. 4.2.- Evolution de la richesse spécifique moyenne par coup de pêche par zone dans l'estuaire du Sine-Saloum. (N = nombre de coups de pêche)

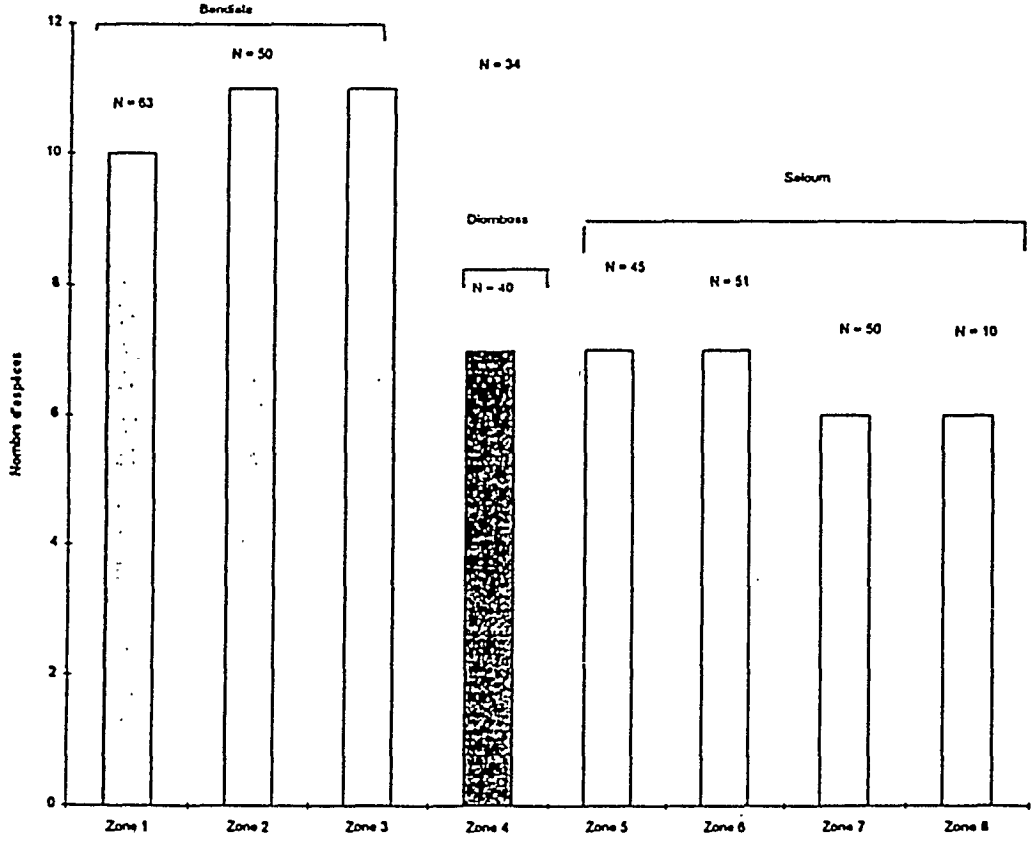


Tableau 4.2. - Richesse spécifque de quelques milieux estuariens et lagunaires à travers le monde (complété d'après Albaret et Diouf, 1994 ; Albaret, 1994 et Baran, 1995).

NOM	TYPE DE MILIEU	PAYS	RICH. SPEC.	SUPERFICE (km²)	SOURCE
Sénégal	Estuaire	Sénégal	111		Reizer 1988 ; Diouf *et al* 1991 Kébé et al., 1992
Sine-Saloum	Est. inverse	Sénégal	114	543	Seret 1983 et présente étude
Gambie	Estuaire	Gambie	89		Daget, 1960 ; Dorr *et al.*, 1985 Données non pubbliées de Diouf
Casamance	Est. inverse	Sénégal	86		Pandare et Capdeville 1986 ; Pandare 1987 ; Albaret 1987, Pandare et Niang 1989 ; Badji 1990
Rio Buba	Ria	Guinée Bissau	92	271	Kromer 1994
Fatala	Estuaire	Guinée	102		Baran 1995
Ebrié	Lagune	Côte d'Ivoire	153	566	Albaret 1994
Abi	Lagune	Côte d'Ivoire	82	424	Charles-Dominiques 1993
Lagos lagoon	Lagune	Nigéria	79		Fagade and Olaniyan 1974
Niger	Delta	Nigéria	52		Boesman 1963
Ogoué	Estuaire	Gabon	66		Loubens 1966
Santa Lucia	Lagune	Afrique du Sud	108	300	Blaber 1988
Poelela	Lagune	Afrique du Sud	12	65	Blaber 1988
Nhlange (Kosi)	Lagune	Afrique du Sud	37	31	Blaber 1988
Sibaya	Lagune	Afrique du Sud	18	65	Blaber 1988
Swartvlei	Lagune	Afrique du Sud	25	11	Blaber 1988
Richard's Bay	Lagune	Afrique du Sud	74		Millard and Harrison 1952
Morrumbene	Estuaire	Mozambique	114	193	Day 1974
Pangalanes	8 petites lagunes	Madagascar	10 à 43	2 à 27	Lasserre 1979
Teacapan-Agua Brava	Lagune	Mexique	75	1 500	Flores-Verdugo *et al.* 1990
Terminos Lagoon	Lagune	Mexique	122	2 500	Yanez-Arancibia *et al.* 1980
Sainte Lucie	Estuaire	Mexique	83		Chavez 1979
Nichupte	Lagune	Mexique	37		Chavez 1979
Tuxpan	Lagune	Mexique	126		Chavez 1979
Alvarado	Lagune	Mexique	71		Chavez 1979
Laguna Madre	Lagune	Mexique	111		Chavez 1979
Tamiahua	Lagune	Mexique	49		Chavez 1979
Mandinga	Lagune	Mexique	24		Chavez 1979
La Mancha	Lagune	Mexique	42		Chavez 1979
Tabasco	Système lagunaire	Mexique	62		Resendez-Medina 1981
Tamiahua	Lagune	Mexique	56		Resendez-Medina 1981
Zontecopopan	Lagune	Mexique	50		Resendez-Medina 1981
Gulf de Nicoya	Côte à mangrove	Costa Rica	61		Philips 1983
Punta del Este	Côte à mangrove	Cuba	55		Valdes-Munoz 1981
Laguna Joyuda	Lagune	Puerto Rico	41	1,21	Stoner 1986
Belle-Plaine	Lagune	Guadeloupe	25	0,16	Louis *et al.* 1985
Manche à Eau	Lagune	Guadeloupe	24	0,26	Louis *et al.* 1985
Baie de Fort de France	Côte à mangrove	Martinique	87		Louis *et al.* 1985
Cayenne river	Estuaire	Guyane	59		Tito de Morais 1994
Barrier reef complex of Belize	Récif	Caraïbe	87		Sedbery and Carter 1993
Jaguaribe	Estuaire	Brésil	66		Oliviera 1976
Huizache-Caimanero	Lagune	Mexique	44		Warbuton 1978
Tijuana estuary	Estuaire	USA (Calif. du Sud)	21		Nordby and Zedler 1991
Los Penasquitos Lagoon	Lagune	USA (Calif. du Sud)	13	0,12	Nordby and Zedler 1991
Wells estuary	Estuaire	USA (Maine)	24	1,5	Ayvazian *et al.* 1992
Waquoit Bay	Baie	USA (Massachussets)	48	642	Ayvazian *et al.* 1992
Pagbilao	Côte à mangrove	Philippines	128		Pinto 1988
Klang-Langat	Delta	Malaisie	119		Chong *et al.* 1990
Labu estuary	Estuaire	Papousie	38		Quin and Kojis 1986
Moreton Bay	Côte à mangrove	N-Australie	112		Weng 1988
Trinity inlet system	Estuaire	N-Australie	91		Blaber 1980
Dampier Bay	Côte à mangrove	N-Australie	113		Blaber *et al.* 1988
Leanyer Swamp	Côte à mangrove	N-Australie	38		Davis 1988
Alligator Creek	Estuaire	N-Australie	128		Robertson and Duke 1990
Embley estuary	Estuaire	N-Australie	197		Blaber *et al.* 1989
Botany Bay	Côte à mangrove	E-Australie	46		Bell et al. 1984
Swan river	Estuaire	W-Australie	71	53	Loneragan *et al.* 1989
Deama	Côte à mangrove	Nouvelle Calédonie	75		Thollot 1989
Ria Aveiro	Estuaire	Portugal	55	43	Rebelo 1992
Ria Formosa	Estuaire	Portugal	67	165	Monteiro 1989
Etang de Thau	Lagune	France	53	75	Bach 1985
Maugio	Lagune	France	71	31,66	Bouchereau, 1995

autres bras. En revanche, entre le Diomboss et le Saloum, il n'y a pas de différence significative.

Au sein du Bandiala, le nombre moyen d'espèces capturées par coup de pêche est relativement élevé dans toutes les zones (fig. 4.2 ; Cf. fig. 3.2 pour la zonation du Sine-Saloum). Le test de Tukey montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les zones de ce milieu.

Pour le Saloum, caractérisé par de faibles richesses spécifiques, il n'y également pas de différence significative entre les zones. En revanche, toutes les zones du Saloum sont significativement différentes de celles du Bandiala.

Dans chacun des trois bras principaux, les peuplements sont dominés aussi bien en effectif (fig. 4.3, 4.5, 4.7) qu'en biomasse (4.4, 4.6, 4.8), par un petit nombre d'espèces appartenant aux familles des Clupeidae, des Pristigasteridae, Gerreidae et des Carangidae. Il s'agit essentiellement de formes estuariennes d'origine marine et marine estuarienne (au sens de Albaret (1994) et Albaret et Diouf (1994) voir publication en annexe).

En comparant le nombre d'espèces répertoriées dans le Sine-Saloum à celui obtenu dans soixante MEL à travers le monde (Tableau 4.2), on se rend compte que seuls six d'entre eux présentent une richesse spécifique plus élevée. Il apparaît ainsi, que la richesse spécifique du Sine-Saloum est relativement élevée[1].

Le rapport nombre d'espèces/nombre de familles est particulièrement intéressant à considérer dans les estuaires. Il donne une idée du niveau de diversification atteint à l'intérieur des familles (Whitfield, 1994b). Dans l'estuaire du Sine-Saloum, ce rapport est de 2,28. Il est du même ordre de grandeur que celui des estuaires voisins de la Gambie (2,17), de la Casamance (2,04), du fleuve Sénégal (2,47), de la Fatala (2,15) et de la Lagune Ebrié (2,15). Le Rio Buba de dimension beaucoup plus réduite (52 km) présente un rapport plus faible (1,87).

Au Sine-Saloum, les familles les plus diversifiées (Fig. 4.9) sont les Carangidae (11 espèces), les Mugilidae et les Sciaenidae (chacune 7 espèces), les Haemulidae (6 espèces), les Cichlidae et les Clupeidae (chacune 4 espèces) puis suivent les Ariidae, les Cynoglossidae, les Dasyatidae, les Ephippidae, les Polynemidae, les Soleidae et les Sparidae (chacune 3 espèces).

Dans la famille des Mugilidae, une espèce nouvelle a été trouvée (Diouf, 1991a). Il s'agit d'un mulet du genre *Liza* qui sera décrit dans ce qui suit.

---

[1] Cette affirmation est toutefois à relativiser car l'effort d'échantillonnage n'est pas partout le même.

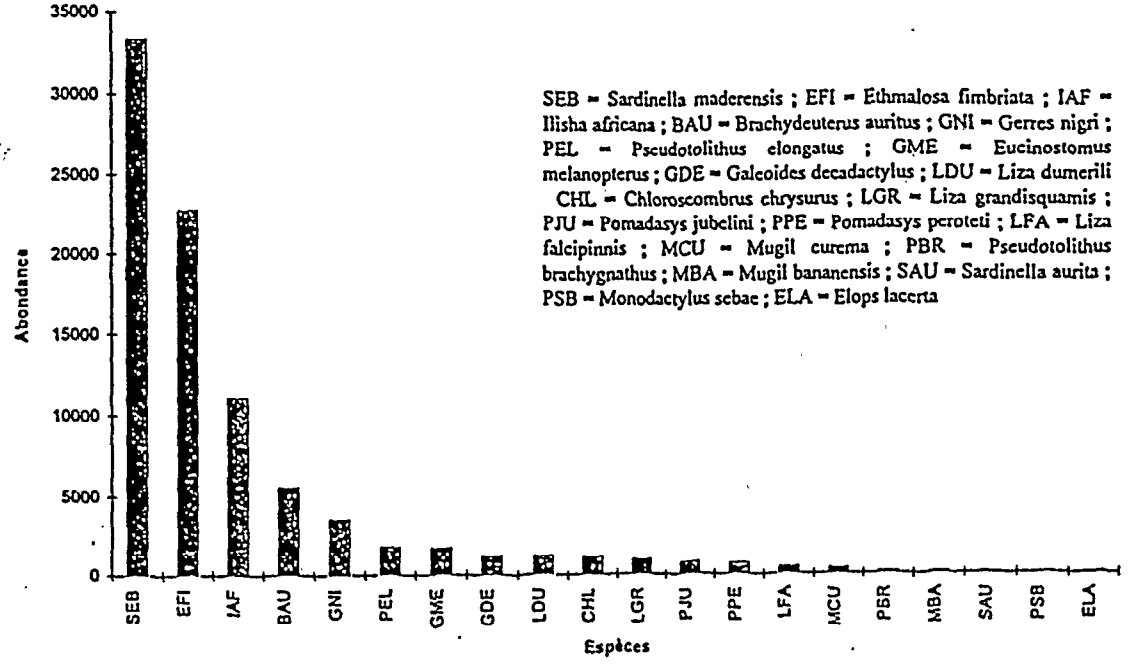


Fig. 4.3. - Effectifs des vingt principales espèces capturées dans le Bandiala.

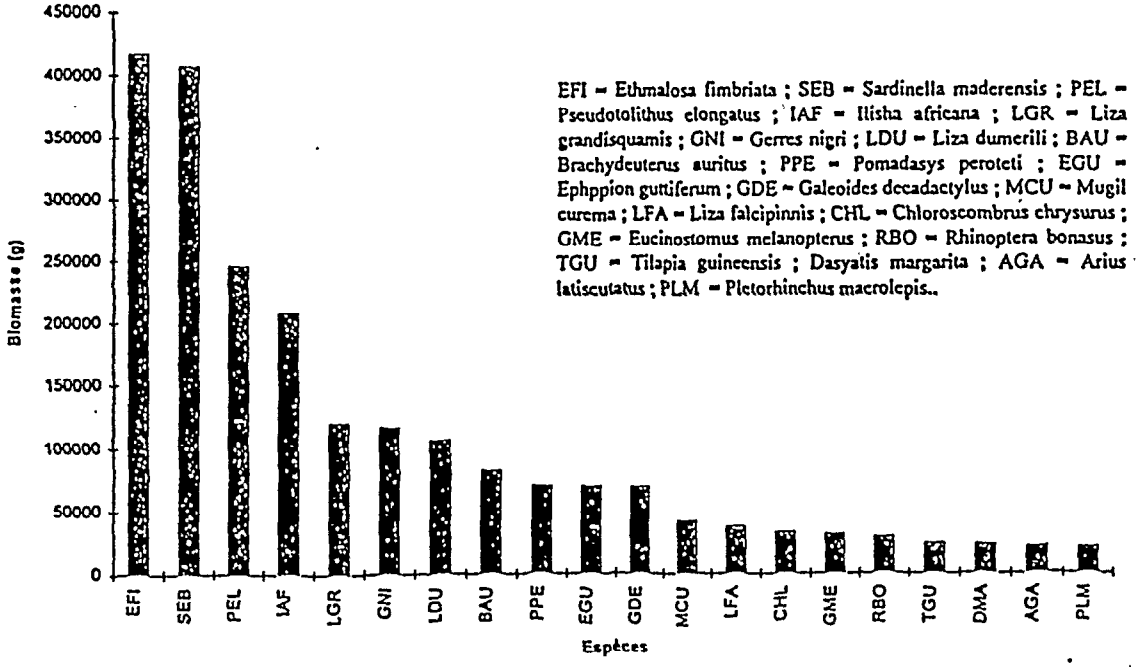


Fig. 4.4. - Biomasse des vingt principales espèces capturées dans le Bandiala

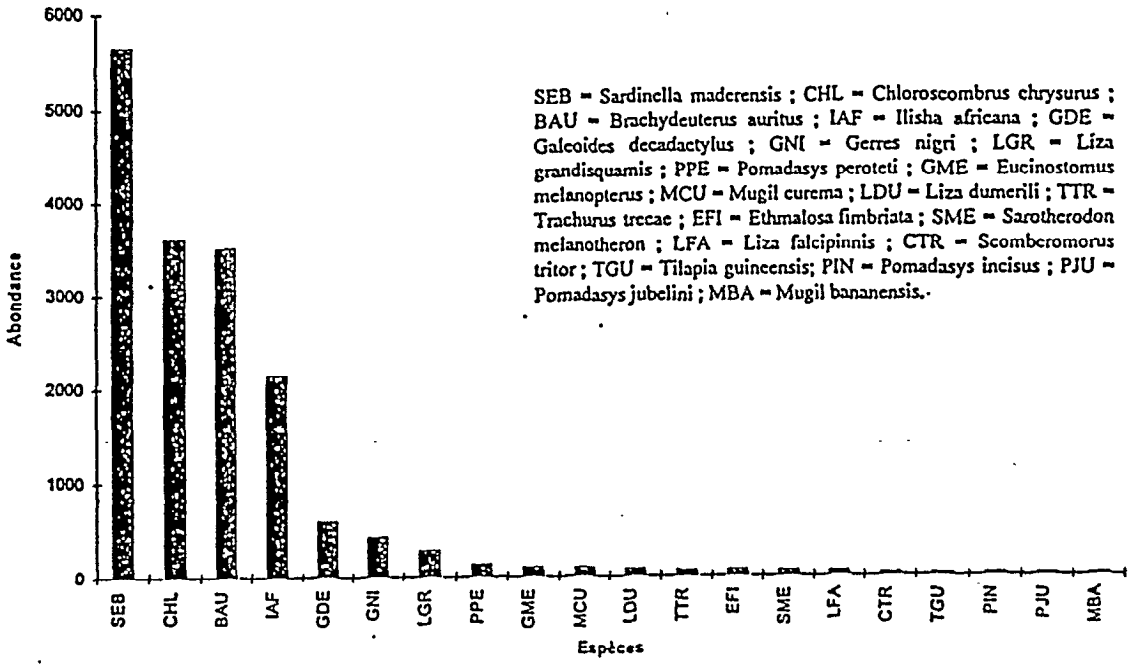


Fig. 4.5. - Effectifs des vingt principales espèces capturées dans le Diomboss

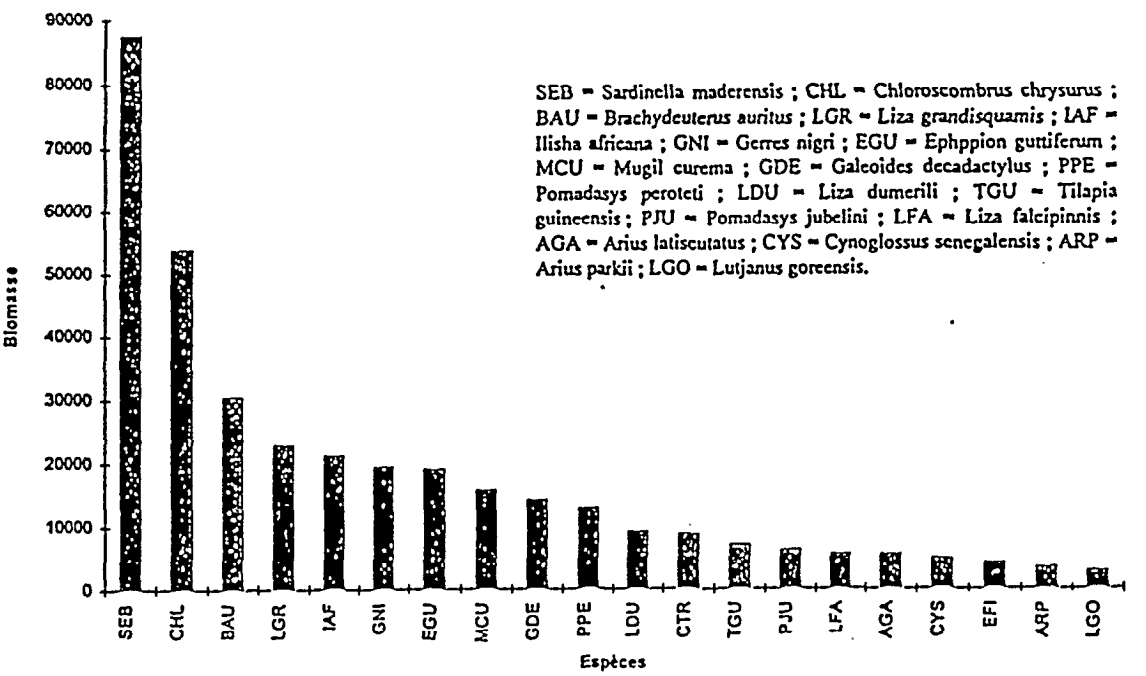


Fig. 4.6. - Biomasse (g) des vingt principales espèces capturées dans le Diomboss.

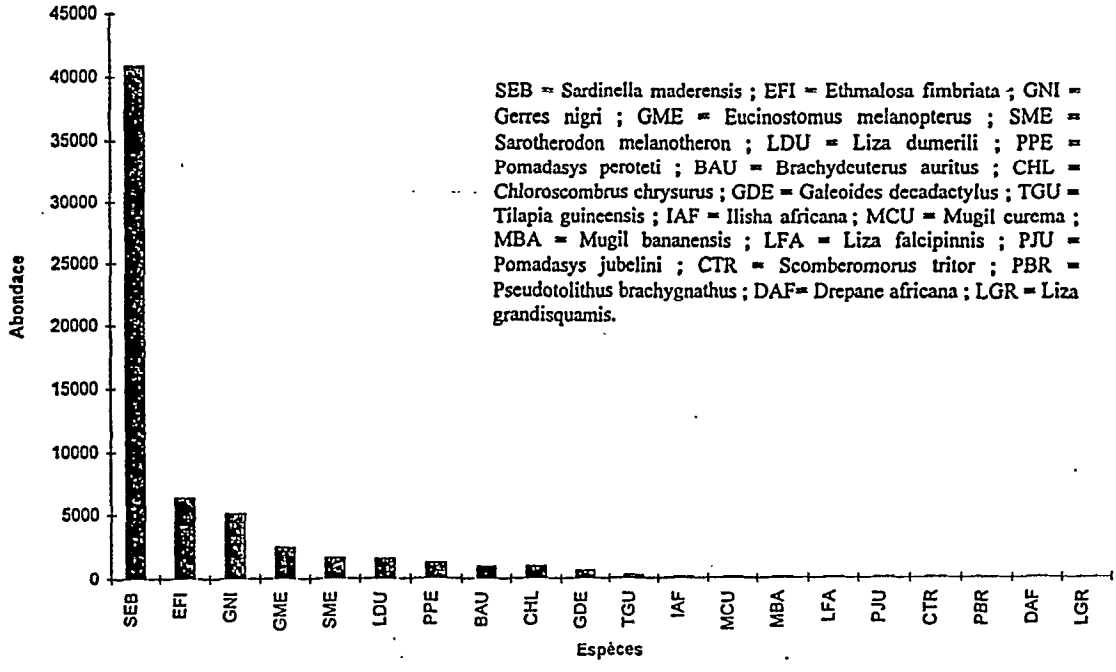


Fig. 4.7. - Effectifs des vingt principales espèces capturées dans le Saloum.

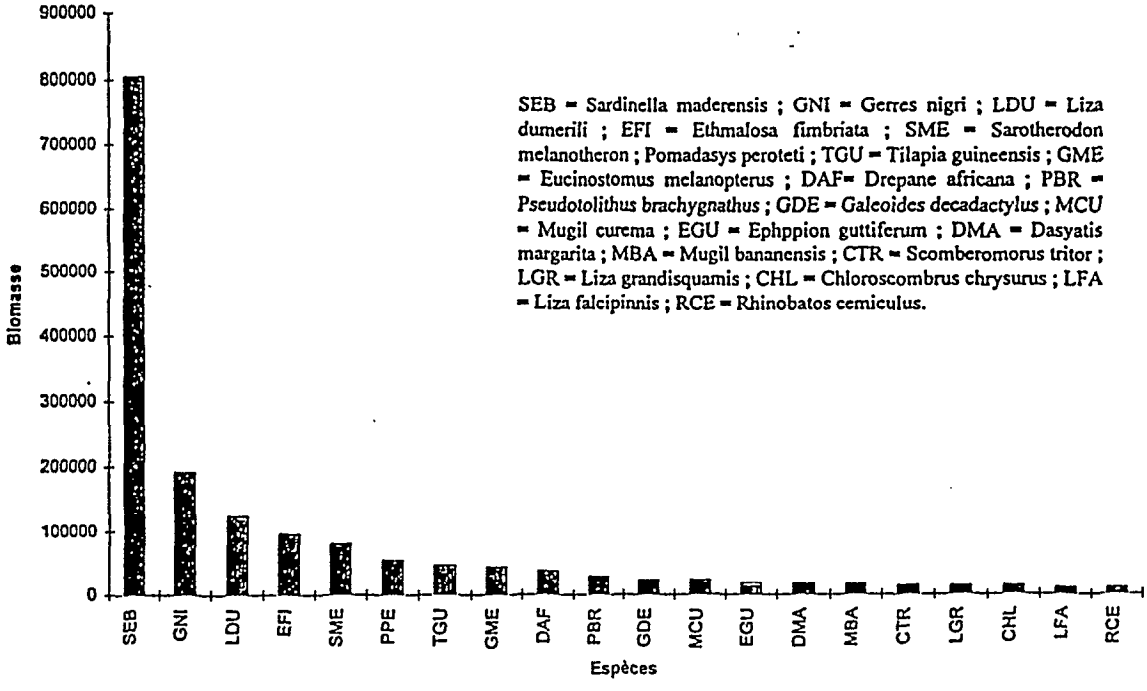
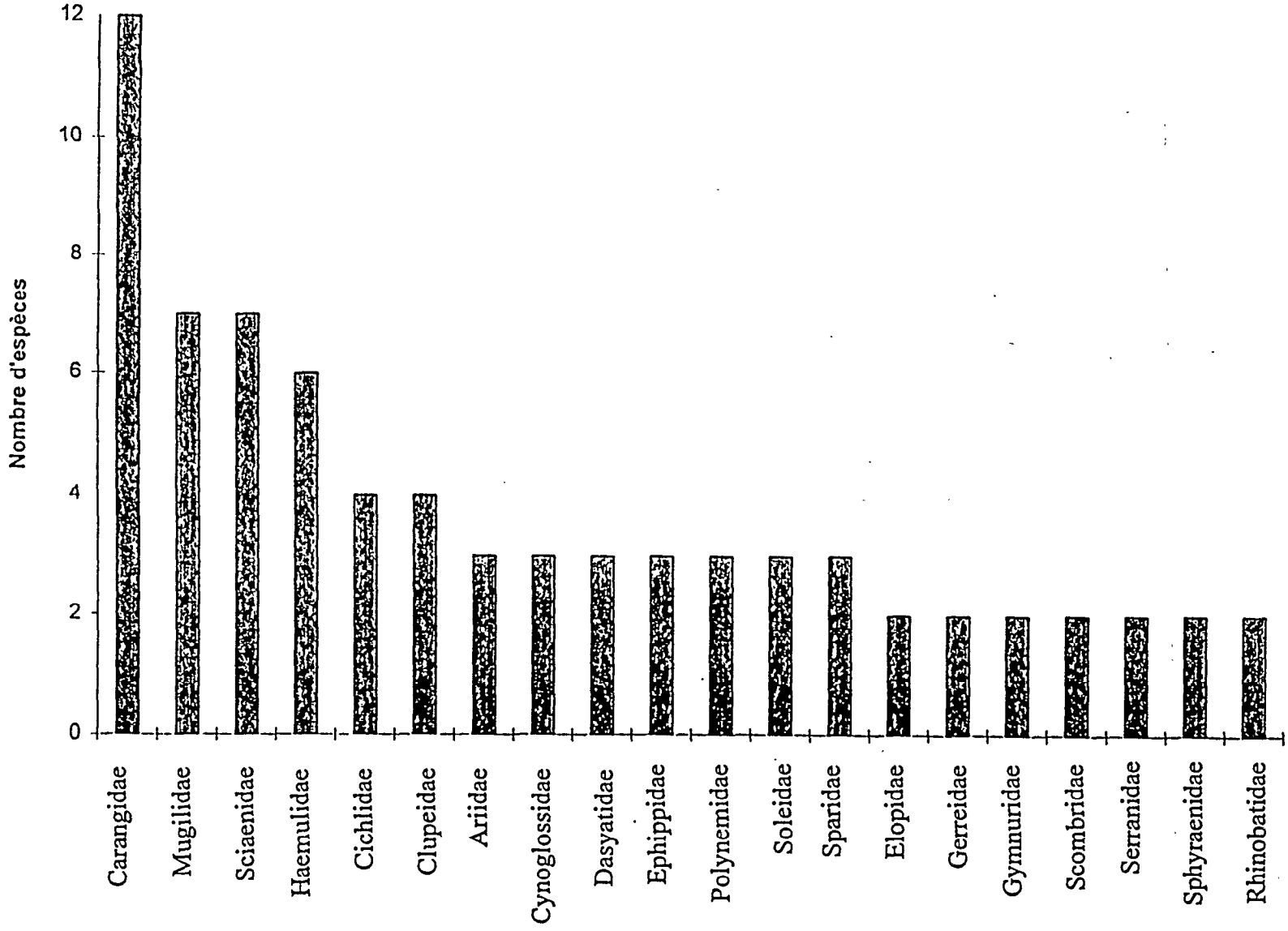


Fig. 4.8. - Biomasse (g) des vingt principales espèces capturées dans le Saloum.

Fig. 4.9. - Nombre d'espèces de chacune des vingt principales familles.



4.2. Description d'une espèce nouvelle.

Au cours d'enquêtes sur la composition spécifique de l'ichtyofaune de l'estuaire du Sine-Saloum, nous avions interrogé les pêcheurs sur le nombre d'espèces de mulets présentes dans l'estuaire. Leur réponse nous avait intrigué car ils mentionnaient, d'une manière unanime, l'existence de sept espèces, alors que seules six étaient généralement signalées dans les estuaires de l'Afrique de l'Ouest (Albaret et Legendre, 1985 ; Albaret, 1987 ; Diouf *et al.*, 1991 ; Albaret, 1992). Dans un premier temps, nous avons pensé que les pêcheurs avaient une appellation différente pour les écophases d'une même espèce. Cette approche ethno-zoologique que nous avions déjà expérimentée dans cette même région dans un travail antérieure (Diouf, 1984) nous a incité à examiner avec plus d'attention les mulets, d'autant que la qualité d'un travail d'écologie dépend en grande partie de celle de l'identification des espèces. Nous avons ainsi entrepris une étude morphométrique et d'anatomie interne des mulets du Sine-Saloum.

4.2.1. Analyse discriminante sur les mesures morphométriques des mulets.

Entre avril 1991 et octobre 1991, des mesures morphométriques et des observations anatomiques ont été réalisées sur les mulets de l'estuaire du Sine-Saloum. Pour chaque individu un certain nombre d'informations ont été recueillies (tableau 4.3). Le choix des types de mesures et d'observations collectées est basé d'une part sur une revue bibliographique (Delais, 1954 ; Cadenat, 1954 ; Séret et Opic, 1986 ; Trewavas and Ingham, 1972 ; Thomson, 1981 ; Sanches, 1991 ; Bellemans *et al.*, 1988 ; Blache *et al.*, 1970) et d'autre part sur les caractères distinctifs des différentes espèces de mulets mentionnés par les pêcheurs lors de nos enquêtes. Les techniques et définitions des mensurations ainsi que les méthodes de comptage utilisées s'inspirent de celles de Lévêque et Paugy (1984).

La première approche statistique a consisté en la recherche de la capacité de chacune des variables quantitatives et de présence-absence (recodées en 0 et 1) à discriminer significativement les sept espèces de mulets. Pour ce faire une analyse de variance à un facteur a été réalisée sur chacune de ces variables. Les résultats de ces traitements sont consignés dans le tableau 4.4. L'examen de ce dernier montre que le nombre de rayons mous à la nageoire anale, la présence de paupière adipeuse et l'existence d'une ornementation des écailles du crâne ne permettent pas de séparer les sept espèces. Ils n'ont donc pas été pris en compte dans l'analyse discriminante.

Tableau 4.4. - Résultats des analyses de variance sur des données morphométriques et anatomiques des mulets de l'estuaire du Sine-Saloum.
(SCE = somme des carrés des écarts, DL = degré de liberté, CM = carré moyen, F = F de fisher, PROBA = probabilité, le nombre de mesures = DL + 1)

VARIABLES	SOURCES DE VARIATION	SCE	DL	CM	F	PROBA
Poids	Interspécifique	2.305E+07	6	3.842E+06	120.9	0
	Intraspécifique	1.023E+07	322	3.177E+04		
	Totale	3.328E+07	328			
Longueur à la fourche	Interspécifique	1.299E+06	6	2.165E+05	183	0
	Intraspécifique	3.809E+05	322	1183		
	Totale	1.68E+06	328			
Longueur de la tête	Interspécifique	4.676E+04	6	7794	232.3	0
	Intraspécifique	1.08E+04	322	33.55		
	Totale	5.756+04	328			
Hauteur du pédoncule caudal	Interspécifique	2.064E+04	6	3440	40.37	0
	Intraspécifique	2.744E+04	322	85.22		
	Totale	4.808E+04	328			
Espace interorbitaire	Interspécifique	1.024E+04	6	1706	16.21	0
	Intraspécifique	3.39E+04	322	105.3		
	Totale	4.413E+04	328			
Longueur du plus long rayon de la pectorale	Interspécifique	4.537E+04	6	7562	337.9	0
	Intraspécifique	7207	322	22.38		
	Totale	5.258E+04	328			
Distance museau-dorsale (longueur prédorsale)	Interspécifique	2.612E+05	6	4.353E+04	265.9	0
	Intraspécifique	5.272E+04	322	163.7		
	Totale	3.139E+05	328			
Distance entre l'origine première nageoire dorsale et la base de la nageoire caudale	Interspécifique	2.156E+05	6	3.459E+04	171.3	0
	Intraspécifique	6.756E+04	322	209.8		
	Totale	2.832E+05	328			
Diamètre de l'oeil	Interspécifique	963.9	6	160.6	74.52	0
	Intraspécifique	694.2	322	2.156		
	Totale	1658	328			
Nombre de coeca pyloriques	Interspécifique	1.274E+04	6	2124	506.1	0
	Intraspécifique	1351	322	4.197		
	Totale	1.41E+04	328			
Nombre de replis intestinaux	Interspécifique	1296	6	215.9	247.9	0
	Intraspécifique	280.5	322	0.8712		
	Totale	1576	328			
Nombre d'écailles en série transversale	Interspécifique	426	6	70.99	517.7	0
	Intraspécifique	44.15	322	0.1371		
	Totale	470.1	328			
Nombre d'écailles en série latérale	Interspécifique	2874	6	478.9	548.9	0
	Intraspécifique	280.9	322	0 8724		
	Totale	3154	328			
Hauteur du corps	Interspécifique	6.321E+04	6	1.054E+04	226	0
	Intraspécifique	1.501E+04	322	46 62		
	Totale	7.822E+04	328			
Epaisseur de la lèvre supérieure	Interspécifique	201.3	6	33.55	103.9	0
	Intraspécifique	104	322	0.3229		
	Totale	305.2	328			
Nombre de rayons mous à la nageoire dorsale	Interspécifique	138.2	6	23.04	345 6	0
	Intraspécifique	21.46	322	0 06666		
	Totale	159.7	328			
Nombre de rayons mous à la nageoire anale	Interspécifique	251.9	6	41.99	0	1
	Intraspécifique	0	322	0		
	Totale	251.9	328			
Présence de paupière	Interspécifique	82.03	6	13 67	0	1
	Intraspécifique	0	322	0		
	Totale	82.03	328			
Ornementation des écailles du crâne	Interspécifique	43.09	6	7.182	0	1
	Intraspécifique	0	322	0		
	Totale	43 09	328			

Tableau 4.3. - Variables mesurées ou observées retenues pour l'étude des mulets.

Variables mesurées ou observées	Variables retenues pour l'analyse de variance	Variables retenues pour l'analyse discriminante
Poids	+	+
Longueur à la fourche	+	+
Longueur standard		
Longueur de la tête	+	+
Hauteur du pédoncule caudal	+	+
Espace interorbitaire	+	+
Longueur du plus long rayon de la pectorale	+	+
Distance museau-dorsale (longueur prédorsale)	+	+
Distance entre l'origine première nageoire dorsale et la base de la nageoire caudale	+	+
Diamètre de l'oeil	+	+
Nombre de coeca pyloriques	+	+
Nombre de replis intestinaux	+	+
Nombre d'écailles en série latérale	+	+
Nombre d'écailles en série transversale	+	+
Hauteur du corps	+	+
Epaisseur de la lèvre supérieure	+	+
Nombre de rayons mous à la nageoire anale	+	
Nombre de rayons mous à la nageoire dorsale	+	+
Sexe et stade de maturité		
Présence de paupière	+	
Ornementation des écailles du crâne	+	
Présence et couleur de la tache sur l'opercule		
Coloration générale du corps		
Coloration de la nageoire caudale		
Coloration de la nageoire dorsale		
Coloration de la nageoire anale		

Pour minimiser l'effet taille, les variables sont transformées en logarithme (Yoccoz, 1993 ; Dolédec *et al.*, 1995). L'analyse discriminante montre qu'il y a une bonne ségrégation des espèces (Fig. 4. 10). La variance intra-spécifique est relativement élevée (79 %).

L'axe 1 oppose les Mugil (MCE, MBA, MCU) qui sont dans la moitié droite du plan factoriel 1-2 et les Liza (LBA, LDU, LFA, LGR) qui sont à gauche. Par ailleurs, l'analyse discrimine *L. dumerili* (LDU) et l'espèce nouvelle (LBA) qui sont dans la moitié inférieure du plan factoriel 1-2 de *L. grandisquamis* (LGR), *L. falcipinnis* (LFA), *M. curema* (MCU) et *M. bananensis* (MBA) qui se situent dans la partie supérieure.

L'espèce nouvelle est plus proche de *Liza dumerili* que des autres mulets. Cette similitude entre *L. dumerili* et l'espèce nouvelle (LBA) était fréquemment évoquée par les pêcheurs lors de nos enquêtes « ethno-zoologiques ». Toutefois, bien que présentant des ressemblances, LDU et LBA sont suffisament différentes pour justifier la création de deux espèces distinctes comme l'indique la figure 4.10. *M. bananensis* et *M curema* dont l'appartenance à deux espèces est bien admise (Thomson, 1981 ; Bellemans *et al.*, 1988) sont plus proches l'une de l'autre que ne le sont *L. dumerili* et *L. bandialensis*.

Les variables qui ont le plus participé à la séparation des espèces sont par ordre décroissant :

- le nombre d'écailles en série latérale (pourcentage de variance inter-espèces de 0,9228)
- le nombre de cæca pyloriques (0,9227),
- le nombre de replis intestinaux (0,9090),
- le nombre d'écailles en série transversale (0,9062),
- la longueur du plus long rayon de la pectorale (0,8608),
- la longueur prédorsale (0,8322).

4.2.2. Description de l'espèce nouvelle (Fig. 4. 11).

Elle a un corps robuste arrondi. La tête vue de profil est pointue et rappelle celle de *L. dumerili*. La longueur de la tête est égale à environ 23 % de la longueur standard. Le tissu adipeux ne forme qu'un petit rebord autour de l'œil. L'épaisseur de la lèvre supérieure fait environ 1/3 du diamètre de l'œil. La lèvre inférieure est à bord mince. Le bord postérieur de la mâchoire supérieure atteint la verticale du rebord antérieur de l'œil.

L'os préorbitaire remplit l'espace entre la lèvre supérieure et l'œil.

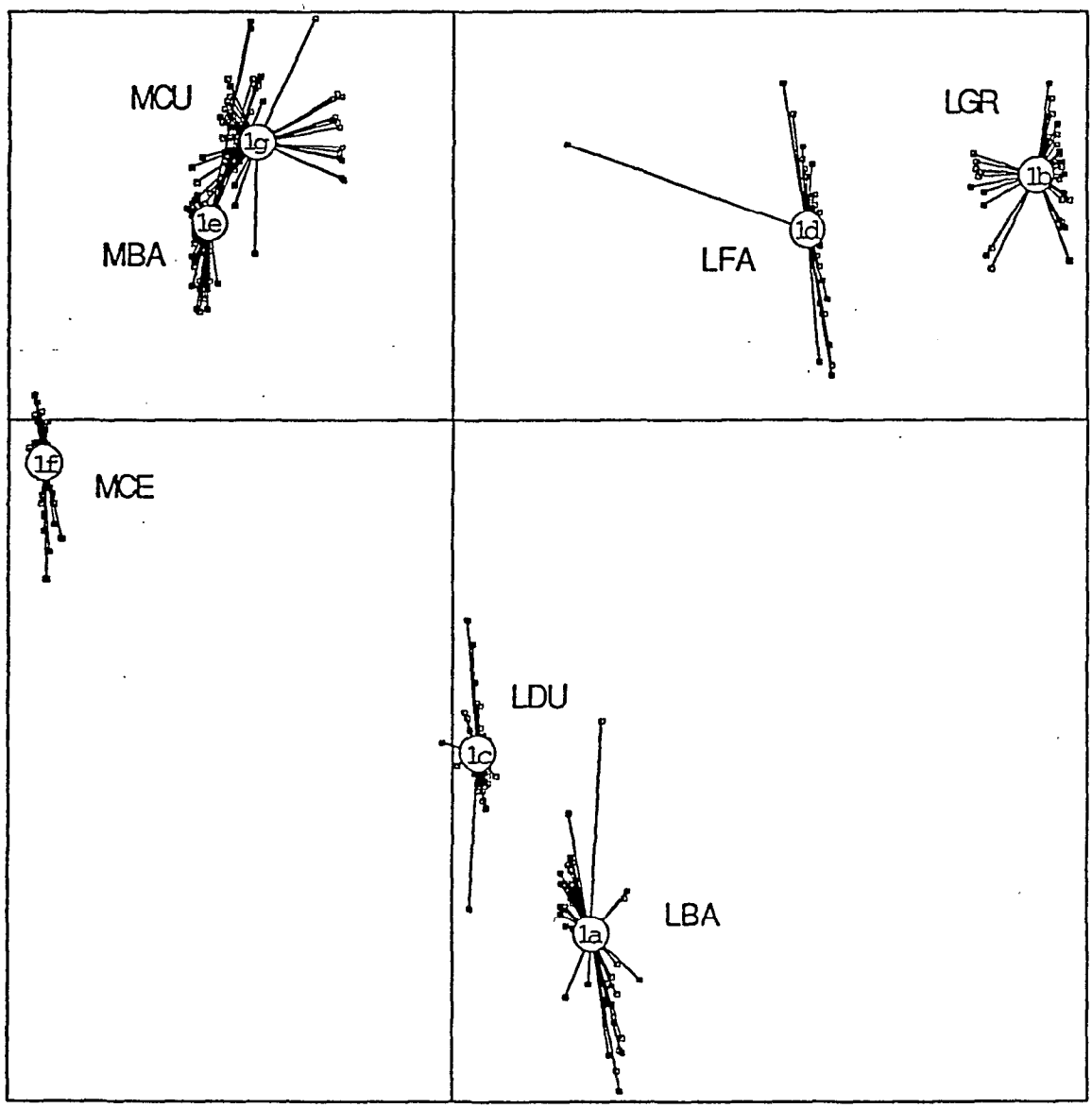


Fig. 4.10.- Analyse discriminante de données de morphométrie des mulets de l'estuaire du Sine-Saloum.

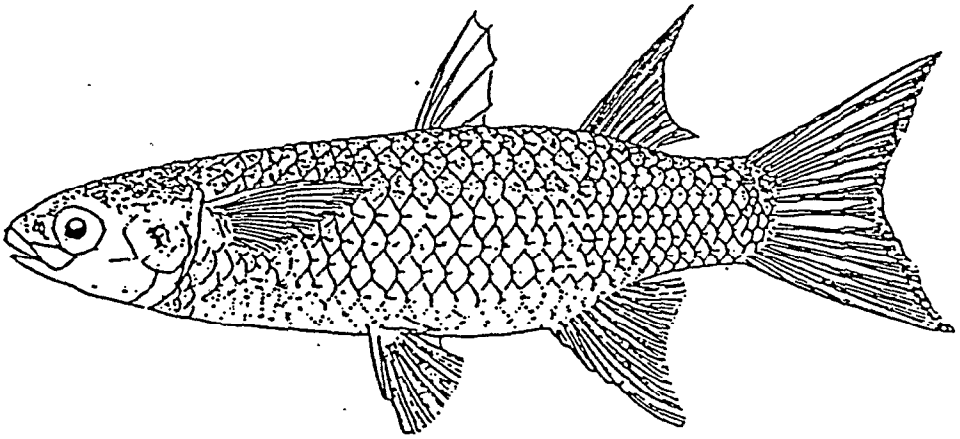


Figure 4.11. - *Liza bandialensis n. sp.*

Un bourrelet maxillaire est visible sous le coin de la bouche quand celle-ci est fermée. L'origine de la première nageoire dorsale est soit plus proche de la base de la caudale que du bout du museau, soit équidistante. L'origine de la deuxième dorsale est à environ 1/3 de la base de l'anale. On trouve des écailles pectorales axillaires peu développées. La longueur du plus grand rayon de la pectorale fait environ 85 % de la longueur de la tête. L'anale présente 9 rayons mous. La deuxième dorsale rabattue atteint presque la base de la caudale. Les écailles sont grandes et rappellent celles de *L. grandisquamis* ; on en compte 32 à 33 en séries latérales alors que, chez *L. grandisquamis*, le nombre varie de 25 à 29 (Fischer *et al.*, 1981 ; Seret et Opic, 1990). On dénombre 11 à 12 rangées d'écailles entre l'origine de la première dorsale et celles des ventrales.

Le dos a une coloration gris bleu argenté et les flancs sont pâles ou blanc argenté et présentent sept lignes longitudinales grises. L'anale et la deuxième dorsale sont jaunes. La caudale, entièrement jaune est bordée de noir.

La description de cette espèce qui a été capturée dans le Bandiala - un des bras principaux qui constitue l'estuaire du Sine-Saloum- ne correspond à aucune des espèces connues. Une confirmation de la validité de cette nouvelle espèce a été réalisée par Ian Harrisson systématicien spécialiste des mulets travaillant alors au Musée Royal de l'Afrique Centrale de Tervuren (Belgique) où un spécimen a été déposé.

Les noms scientifiques de *Liza bandialensis*, français de mulet diassanga (d'après le nom sérère qui est « diassanga ») et anglais de diassanga mullet sont proposés pour désigner cette nouvelle espèce (Diouf, 1991a).

Cette espèce est essentiellement capturée dans les bolons (chenaux de marée) du Bandiala et toujours dans des endroits ou les sédiments sont très fins et de couleur très claire. Cette espèce se reproduit dans l'estuaire et présente la plus grande taille maximale observée de tous les mulets du Sine-Saloum comme le montre le tableau 4.5.

Tableau 4.5. Tailles maximales observées chez les mulets du Sine-Saloum.

ESPECES	TAILLES MAXIMALES OBSERVEES (mm)
L. bandialensis	572
L. dumerili	320
L. grandisquamis	300
L. falcipinnis	290
M. cephalus	306
M. bananensis	254
M. curema	271

Il semblerait que l'espèce existe dans d'autres estuaires de l'Afrique de l'Ouest, notamment en Guinée Bissau (Kromer *et al.*, 1994) et en Gambie selon certains pêcheurs interrogés.

4.3 Comparaison de l'ichtyofaune du Sine-Saloum avec celles des milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest.

4.3.1. Composition spécifique.

La comparaison de listes faunistiques établies par différents auteurs est souvent délicate. En effet, des biais peuvent être introduits par des différences de techniques, de stratégies et d'efforts d'échantillonnage. La liste des espèces (tabl. 4.6) des différents MEL étudiés (fig. 4. 12.) a été réalisée à partir des travaux de Reizer (1988), Diouf *et al.* (1991) et Kébé *et al.*,(1992) pour le Fleuve Sénégal ; de Seret (1983), Diouf (1992) et Diouf (1996 présent travail) pour le Sine-Saloum ; Dor *et al.* (1985) et d'identifications que nous avons faites nous-mêmes pour la Gambie ; de Pandare et Capdeville (1986), Pandare (1987), Albaret (1987), Pandare et Niang (1989) et Badji (1990) pour la Casamance ; de Dème-Gningue *et al.* (1994) et Kromer *et al.* (1994) pour le Rio Buba ; de Baran (1995) pour la Fatala et de Albaret (1994) pour la Lagune Ebrié.

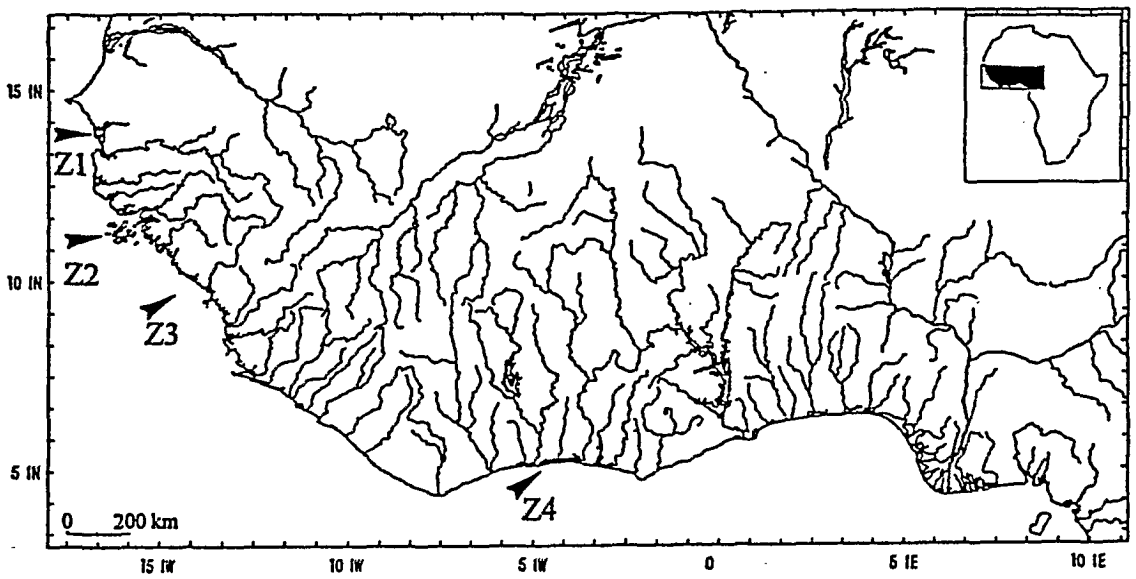
Tableau 4.6. - Inventaire ichtyofaunistique d'estuaires et d'une lagune de l'Afrique de l'ouest. (Pour certaines espèces, la catégorie -CATEG dans le tableau- n'est pas mentionnée à cause des faibles connaissances disponibles sur leur bio-écologie.

	FAMILLE	NOM	CODE	CATEG.	S. Saloum	Gamble	Casam.	Fl. Sénégal	Fatala	R. Buba	L. Ebrié
1	Acanthuridae	Acanthurus monroviae	AMO	Mo	+		+			+	+
2	Albulidae	Albula vulpes	AVU	Mo	+		+			+	+
4	Anabantidae	Ctenopoma kingsleyae	CKI	Co							+
3	Anabantidae	Ctenopoma petherici	CPE	Co				+			
5	Antennariidae	Antennarius occidentalis	ANO	Ma							+
6	Antennariidae	Antennarius pardalis	APA	Mo	+					+	+
7	Apogonidae	Apogon imberbis	AMI	Mo							+
8	Ariidae	Arius heudeloti	AHE	Ma	+	+	+	+	+		
9	Ariidae	Arius latiscutatus	AGA	ME	+	+	+	+	+	+	+
10	Ariidae	Arius parkii	ARP	Ma	+	+	+	+	+	+	
11	Ariidae	Galeichthys feliceps	GFE			+					
12	Bagridae	Auchenoglanis biscutatus	ABI	Co				+			
13	Bagridae	Auchenoglanis occidentalis	AOC	Co				+			
14	Bagridae	Bagrus bajad	BBA	Ce				+			
15	Bagridae	Chrysichthys auratus	CFI	Ec				+			+
16	Bagridae	Chrysichthys johnelsi	CJO						+		
17	Bagridae	Chrysichthys maurus	CWA	Ec			+	+	+	+	+
18	Bagridae	Chrysichthys nigrodigitatus	CNI	Ec		+		+	+		+
19	Bagridae	Clarotes laticeps	CLA	Co				+			
20	Batrachoididae	Batrachoides liberiensis	BLI	Ma	+		+		+	+	
21	Batrachoididae	Halobatrachus didactylus	BDI	Mo		+				+	
22	Belonidae	Strongylura senegalensis	SMA	Em	+	+		+	+	+	+
24	Belonidae	Tylosurus acus rafale	TRA	Ma	+		+				
23	Belonidae	Tylosurus crocodilus	TCR	Ma	+		+		+		
25	Blenniidae	Blennius goreensis	BLE	Es							+
26	Bothidae	Citarichthys stampflii	CST	Em	+	+	+	+	+	+	+
27	Bothidae	Scyacium micrurum	SMI							+	
28	Carangidae	Alectis alexandrinus	SAL	Mo	+		+			+	+
29	Carangidae	Alectis ciliaris	ACI	Mo							+
30	Carangidae	Caranx hippos	CHI	ME	+		+	+	+	+	+
31	Carangidae	Caranx senegallus	CAS	ME	+	+	+	+	+	+	+
32	Carangidae	Chloroscombrus chrysurus	CHL	ME	+	+	+	+	+	+	+
33	Carangidae	Decapterus rhonchus	CRH	Mo	+						+
34	Carangidae	Hemicaranx bicolor	AAM	Mo	+	+			+		+
35	Carangidae	Lichia amia	LAM	Mo	+		+	+	+	+	+
36	Carangidae	Selene dorsalis	VSE	ME	+			+	+	+	+
37	Carangidae	Trachinotus goreensis	TGO	Mo		+		+			
38	Carangidae	Trachinotus maxillosus	TRA	Mo			+	+		+	
39	Carangidae	Trachinotus ovatus	LGL	ME	+		+	+			+
40	Carangidae	Trachinotus teraia	TFA	ME	+	+	+	+	+	+	+
41	Carangidae	Trachurus trecae	TTR	Em	+						
43	Carcharhinidae	Carcharhinus brevipina	CBR	Mo						+	
44	Carcharhinidae	*Carcharhinus leucas*	CLU	Mo		+					
45	Carcharhinidae	Carcharhinus limbatus	CLM	Mo		+	+			+	
46	Carcharhinidae	Carcharhinus obscurus	COB	Mo						+	
42	Carcharhinidae	Rhizoprionodon acutus	RAC	Mo					+	+	
47	Centropomidae	Lates niloticus	LNI	Co				+	+		
48	Chaetodontidae	Chaetodon hoefleri	CHO	Mo	+						
49	Channidae	Parachanna obscura	POB	Ce							+
50	Characidae	Alestes baremoze	ABA	Co				+			
51	Characidae	Alestes dentex	ADE	Co				+			
52	Characidae	Brycinus imberi	ALI	Co							+
56	Characidae	Brycinus leuciscus	BLE	Co				+			
53	Characidae	Brycinus longipinnis	ALO	Ce		+			+		+
54	Characidae	Brycinus macrolepidotus	AMA	Ce				+	+		+
55	Characidae	Brycinus nurse	ANU	Co		+		+			+
59	Characidae	Hydrocynus brevis	HBR	Co		+		+			
60	Characidae	Hydrocynus forskalii	HFO	Co				+	+		
57	Characidae	Rhabalestes septentrionalis	HIN								+
61	Cichlidae	Chromidotilapia guentheri	PGU	Co	+						+
62	Cichlidae	Hemichromis bimaculatus	HBI	Co		+	+	+	+		+
63	Cichlidae	Hemichromis fasciatus	HFA	Ec	+	+	+	+	+	+	+
64	Cichlidae	Oreochromis niloticus	TNI	Co				+			+
65	Cichlidae	Sarotherodon caudomarginatus	SAC						+		
66	Cichlidae	Sarotherodon galilaeus	SGA	Co				+			
67	Cichlidae	Sarotherodon melanotheron	SME	Es	+	+	+	+	+	+	+
68	Cichlidae	Sarotherodon occidentalis	SOC			+					
70	Cichlidae	Thysochromis ansorgii	TAN								+
71	Cichlidae	Tilapia brevimanus	TBE			+			+		
72	Cichlidae	Tilapia buttikoferi	TBU						+		
73	Cichlidae	Tilapia guineensis	TGU	Es	+	+	+	+	+	+	+
74	Cichlidae	Tilapia mariae	TMA	Ec							+

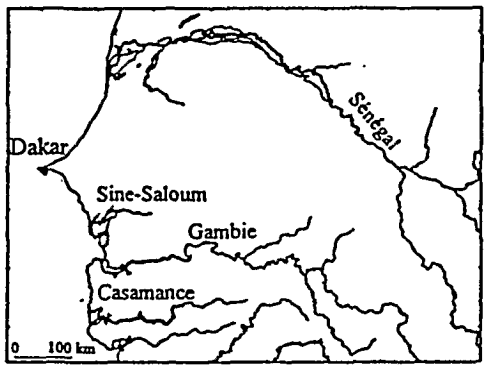
	FAMILLE	NOM	CODE	CATEG.	S. Saloum	Gambie	Casam.	Fl. Sénégal	Fatala	R. Buba	L. Ebrié
75	Cichlidae	Tilapia zillii	TZI	Co				+			
76	Cichlidae	Tylochromis intermedius	TIN						+		
77	Cichlidae	Tylochromis jentinki	TJE	Es		+					+
78	Cichlidae	Tylochromis leonensis	TYL						+		
79	Citharinidae	Citharinus citharus	CCI	Co				+			
80	Clariidae	Clarias anguillaris	CLS	Co			+	+			+
81	Clariidae	Clarias ebriensis	CLE	Es							+
82	Clariidae	Clarias gariepinnus	CGA	Co				+			+
83	Clariidae	Heterobranchus bidorsalis	HEI	Ce				+			
84	Clariidae	Heterobranchus isopterus	HIS	Ce				+			+
85	Clariidae	Heterobranchus longifilis	HLO	Ce							+
86	Clupeidae	Ethmalosa fimbriata	EFI	Em	+	+	+	+	+	+	+
87	Clupeidae	Laeviscutella dekimpei	LAD	Es							+
88	Clupeidae	Odaxothrissa ansorguii	OAN								+
89	Clupeidae	Pellonula leonensis	PEF	Ec	+	+		+	+		+
90	Clupeidae	Sardinella aurita	SAU	Ma	+			+			+
91	Clupeidae	Sardinella maderensis	SEB	ME	+	+	+	+	+	+	+
92	Congridae	Uroconger lepturus	ULE	Mo							+
93	Cynoglossidae	Cynoglossus cadenati	CCA	Ma	+		+				
94	Cynoglossidae	Cynoglossus monodi	CYM	Mo	+			+	+		
95	Cynoglossidae	Cynoglossus senegalensis	CYS	Em	+	+	+	+	+	+	+
96	Cyprinidae	Barbus bynni waldroni	BWA	Co							+
97	Cyprinidae	Barbus ablabes	BAB	Co							+
98	Cyprinidae	Labeo coubie	LCO	Co				+			+
99	Cyprinidae	Labeo senegalensis	LSE	Co				+			
100	Cyprinidae	Raiamas senegalensis	RSE	Co				+			
101	Cyprinodontidae	Aplocheilichthys normani	APN					+		+	
102	Cyprinodontidae	Aplocheilichthys rancureli	ARA								+
103	Cyprinodontidae	Aplocheilichthys spilauchen	ASP	Es	+						+
104	Cyprinodontidae	Epiplatys chaperi	ECH	Ce							+
105	Dactylopteridae	Cephalacanthus volitans	CVO	Mo							+
106	Dasyatidae	Dasyatis centroura	DCE	Mo	+						
107	Dasyatidae	Dasyatis margarita	DMA	Em	+	+	+	+	+	+	+
108	Dasyatidae	Dasyatis margaritella	DAM	Em	+		+			+	
109	Dasyatidae	Dasyatis pastinaca	DPA	Mo	+						
110	Dasyatidae	Urogymnus africanus	UAF	Mo							+
111	Diodontidae	Diodon maculatus	DIM	Mo							+
112	Distichodontidae	Distichodus brevipinnis	DBR	Co				+			
113	Distichodontidae	Distichodus rostratus	DRO	Co							+
114	Echeneidae	Echeneis naucrates	ENA	Mo	+		+		+	+	+
115	Eleotridae	Bostrychus africanus	HAF	Es	+	+			+		+
116	Eleotridae	Dormitator lebrotonis	DLE	Es		+					+
117	Eleotridae	Eleotris daganensis	EDA	Es			+		+		+
118	Eleotridae	Eleotris senegalensis	ESE	Es				+	+		+
119	Eleotridae	Eleotris vittata	EVI	Es		+					+
120	Eleotridae	Kribia kribensis	KKR						+		
121	Eleotridae	Kribia nana	KNA			+					
122	Elopidae	Elops lacerta	ELA	ME	+	+	+	+	+	+	+
123	Elopidae	Elops senegalensis	ELS	Ma	+	+		+			
124	Engraulidae	Engraulis encrasicolus	AGU	Ma	+						+
125	Ephippidae	Chaetodipterus goreensis	CHG	Mo	+		+			+	
126	Ephippidae	Chaetodipterus lippei	CLI	Ma	+	+	+		+	+	
127	Ephippidae	Drepane africana	DAF	ME	+	+	+		+	+	+
128	Exocaetidae	Fodiator acutus	FAC	Ma	+				+	+	+
129	Fistulariidae	Fistularia petimba	FVI	Mo				+			+
130	Fistulariidae	Fistularia tabacaria	FTA	Mo	+						
131	Gerreidae	Eucinostomus melanopterus	GME	ME	+	+	+	+	+	+	+
132	Gerreidae	Gerres nigri	GNI	Es	+	+	+	+	+	+	+
133	Gobiidae	Bathygobius soporator	BSO	Es				+	+	+	+
134	Gobiidae	Chonophorus lateristrica	CLT	Es							+
135	Gobiidae	Ctenogobius lepturus	CTL						+		
136	Gobiidae	Gobioides ansorgii	GAN	Es					+		+
137	Gobiidae	Gobionellus occidentalis	OOC	Es			+		+		+
138	Gobiidae	Gobius rubropunctatus	GRU						+		
139	Gobiidae	Gorogobius nigricinctus	GON							+	
140	Gobiidae	Nematogobius maindroni	NMA								+
141	Gobiidae	Periophtalmus barbarus	PBA	Es	+	+	+		+	+	+
142	Gobiidae	Porogobius schegelii	ACS	Es	+	+	+	+	+	+	+
143	Gobiidae	Yongeichthys thomasi	GTH						+		+
144	Gyglinostomatide	Gyglinostoma cirratum	GCI	Mo						+	
145	Gymnarchidae	Gymnarchus niloticus	GYN	Co		+		+			
146	Gymnuridae	Gymnura altavela	GAL	Mo	+						
147	Gymnuridae	Gymnura micrura	GMI	Ma	+	+			+	+	
148	Haemulidae	Brachydeuterus auritus	BAU	ME	+	+	+	+	+		+
149	Haemulidae	Plectorhinchus macrolepis	PLM	Ma	+	+	+		+	+	+
150	Haemulidae	Pomadasys incisus	PIN	Ma	+		+				+
151	Haemulidae	Pomadasys jubelini	PJU	Em	+	+	+	+	+	+	+
152	Haemulidae	Pomadasys peroteti	PPE	Em	+	+		+	+	+	
153	Haemulidae	Pomadasys rogeri	PRO	Mo	+					+	+

	FAMILLE	NOM	CODE	CATEG.	S. Saloum	Gambie	Casam.	Fl. Sénégal	Fatala	R. Buba	L. Ébrié
154	Hemiramphidae	Hemiramphus balao	HBA	Em							+
155	Hemiramphidae	Hemiramphus brasiliensis	HBR	Ma	+		+			+	
156	Hemiramphidae	Hyporamphus picarti	HPI	Em		+	+		+		+
158	Hepsetidae	Hepsetus odoe	HOD	Co		+			+		+
159	Heterenchelyidae	Pythonichthys macrurus	PYM	Mo		+					+
160	Kuhlidae	Parakuhlia boulengeri	PAB							+	
162	Kuhlidae	Parakuhlia macrophthalmus	PAM							+	
163	Lethrinidae	Lethrinus atlanticus	LAT	Mo						+	+
164	Lobotidae	Lobotes surinamensis	LSU	Ma	+		+		+	+	
166	Lutjanidae	Lutjanus agennes	LAG	Mo			+	+	+		
167	Lutjanidae	Lutjanus dentatus	LUD	Mo					+	+	+
168	Lutjanidae	Lutjanus endecacanthus	LEN						+		
169	Lutjanidae	Lutjanus goreensis	LGO	Ma	+		+		+	+	+
171	Malapterudidae	Malapterurus electricus	MEL	Co				+			+
172	Megalopidae	Tarpon atlanticus	TAT	Mo			+				+
173	Mochokidae	Brachysynodontis batensoda	BBA	Co		+		+			
175	Mochokidae	*Hemisynodontis membranaceus*	HME	Co		+		+			
176	Mochokidae	Synodontis bastiani	SBA	Co							+
177	Mochokidae	Synodontis filamentosus	SFI	Co				+			
179	Mochokidae	Synodontis schall	SSC	Co				+			+
180	Monacanthidae	Stephanolepis hispidus	SHI		+					+	
181	Monodactylidae	Monodactylus sebae	PSB	Es	+	+	+	+	+	+	+
182	Mormyridae	Hyperopisus bebe	HOC	Co		+		+			
184	Mormyridae	Marcusenius furcidens	MFU	Co							+
185	Mormyridae	Marcusenius senegalensis	MSE	Co				+			
186	Mormyridae	Marcusenius thomasi	MTH	Co					+		
188	Mormyridae	Marcusenius ussheri	MUS	Co							+
189	Mormyridae	Mormyrops anguilloides	MAN	Co		+		+	+		
190	Mormyridae	Mormyrus hasselquistii	MHA	Co				+			+
192	Mormyridae	Mormyrus rume	MRU	Co				+			+
193	Mormyridae	Petrocephalus bovei	PBO	Co				+			+
194	Mormyridae	Petrocephalus tenuicauda	PTE	Co					+		
195	Mormyridae	Polymyrus isidori	PIS	Co				+			
197	Moronidae	Dicentrarchus punctatus	DPU	Mo	+		+	+			
198	Mugilidae	Liza bandialensis	LBA	Ma	+					+	
199	Mugilidae	Liza dumerili	LDU	Em	+	+	+	+	+	+	+
201	Mugilidae	Liza falcipinnis	LFA	Em	+	+	+	+	+	+	+
202	Mugilidae	Liza grandisquamis	LGR	Em	+	+	+	+	+	+	+
203	Mugilidae	Mugil bananensis	MBA	Em	+	+	+	+	+	+	
205	Mugilidae	Mugil capurrii	MCA	Mo				+			
206	Mugilidae	Mugil cephalus	MCE	Ma	+	+	+	+	+		+
207	Mugilidae	Mugil curema	MCU	Em	+	+	+	+	+	+	+
208	Mullidae	Pseudupeneus prayensis	PPR	Mo	+						+
210	Muraenidae	Lycodontis afer	LAF	Mo							+
211	Myliobatidae	Pteromylaeus bovinus	PBV	Mo	+	+				+	
212	Notopteridae	Papyrochranus afer	PAA	Co					+		+
214	Ophichthydae	Myrophis plumbeus	MPL						+		+
215	Ophichtidae	Dalophis cephalopeltis	CCE	Es		+	+				+
216	*Ophichtidae*	*Pisodinophis semicinctus*	PSM	Mo	+	+					
218	Osteoglossidae	Heterotis niloticus	HNI	Co				+			+
219	Periophtelmidae	Periophtalmus barbarus	PPA	Es	+	+				+	+
220	Platycephlidae	Grammoplites gruveli	PLG	Mo							+
221	Polynemidae	Galeoides decadactylus	GDE	ME	+	+	+	+	+	+	+
223	Polynemidae	Pentanemus quinquarius	PQQ	Ma	+	+	+		+		+
224	Polynemidae	Polydactylus quadrifilis	POQ	ME	+	+	+	+	+		+
225	Polypteridae	Polypterus endlicheri	PEN	Co							+
227	Polypteridae	Polypterus senegalus	PSE	Co				+			
228	Pomacentridae	Chromis chromis	CHM	Mo							+
229	Pomatomidae	Pomatomus saltatrix	PSA	Mo				+		+	
231	Priacanthidae	Priacanthus arenatus	PRA								+
232	Pristidae	Pristis perotteti	PRP			+					
233	Pristigasteridae	Ilisha africana	IAF	Em	+	+	+	+	+	+	+
234	Psettodidae	Psettodes belcheri	PBE	Ma	+		+			+	
236	Rachycentridae	Rachycentron canadum	RCA	Mo						+	
237	Rhinobatidae	Rhinobatos albomaculatus	RAL	Mo	+	+					
238	Rhinobatidae	Rhinobatos cemiculus	RCE	Ma	+		+		+	+	
240	Rhinobatidae	Rhinobatos rhinobatos	RRH	Mo				+			
241	Rhinopteridae	Rhinoptera bonasus	RBO	Mo	+		+				
242	Scaridae	Nicholsina usna	NUS							+	
244	Scaridae	Scarus hoefleri	SHO	Mo							+
245	Schilbeidae	Parailia pellucida	PHP	Ce				+			+
246	Schilbeidae	Schilbe mandibularis	EME	Ce							+
247	Schilbeidae	Schilbe micropogon	SMI						+		
249	Schilbeidae	Schilbe mystus	SMY	Ce				+			+
250	Sciaenidae	Argyrosomus regius	ARE	Mo	+						

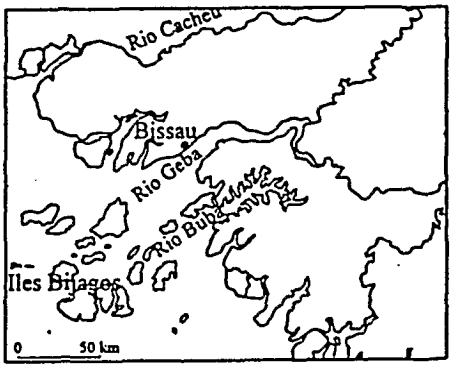
	FAMILLE	NOM	CODE	CATEG.	S. Saloum	Gambie	Casam.	Fl. Sénégal	Fatala	R. Buba	L. Ebrié
233	Sciaenidae	Pseudotolithus brachygnathus	PBR	Ma	+	+	+	+	+	+	
234	Sciaenidae	Pseudotolithus elongatus	PEL	Em	+	+	+	+	+	+	+
236	Sciaenidae	Pseudotolithus epipercus	PEP						+		
238	Sciaenidae	Pseudotolithus moori	PMO	Em	+		+		+		
240	Sciaenidae	Pseudotolithus senegalensis	PSN	Ma	+	+	+	+	+	+	+
241	Sciaenidae	Pseudotolithus typus	PTY	Mo	+		+	+	+		+
243	Sciaenidae	Pteroscion peli	PTP	Em	+	+		+	+	+	+
245	Scombridae	Orcynopsis unicolor	OUN	Mo	+		+				
246	Scombridae	Scomberomorus tritor	CTR	Ma	+	+	+	+	+	+	+
248	Scorpaenidae	Scorpaena angolensis	SAN	Mo							+
250	Scorpaenidae	Scorpaena maderensis	SCM	Mo	+					+	
251	Scorpaenidae	Scorpaena scrofa	SCS	Mo	+						
253	Serranidae	Cephalopholis nigri	PNI	Mo							+
255	Serranidae	Epinephelus aeneus	EAE	ME	+	+	+	+		+	+
257	Serranidae	Epinephelus alexandrinus	EAL	Mo						+	
258	Serranidae	Epinephelus esonue	EES	Mo							+
260	Soleidae	Pegusa lascaris	PLA	Mo			+	+			
262	Soleidae	Pegusa triophtalma	PTR	Ma	+						+
263	Soleidae	Solea solea	SSO					+			
265	Soleidae	Synaptura cadenati	SCA	Ma	+			+	+		
267	Soleidae	Synaptura lusitanica	SLU	Ma	+	+	+	+			+
268	Soleidae	Vanstraelenia chirophthalmus	VCI			+					
270	Sparidae	Boops boops	BBO	Mo							+
272	Sparidae	Dentex canariensis	DCA	Mo							+
274	Sparidae	Dentex gibbosus	DGI	Mo			+				
275	Sparidae	Diplodus bellottii	DBE	Mo	+						
277	Sparidae	Diplodus vulgaris	DVU	Mo	+						
279	Sparidae	Lithognathus mormyrus	LMO	Mo	+						
280	Sparidae	Sparus caeruleostictus	PEH	Ma	+		+			+	+
282	Sparidae	Sparus pagrus africanus	SAF	Mo			+				
284	Sphymidae	Sphyrna lewini	SLE	Mo						+	
285	Sphyraenidae	Sphyraena afra	SPI	ME	+	+	+	+	+	+	+
287	Sphyraenidae	Sphyraena guachancho	SGU	ME	+	+	+			+	
289	Sphymidae	Sphyrna mokarran	SMO	Mo						+	
291	Sphymidae	Sphyrna zygaena	SZY	Mo			+				
292	Stromateidae	Stromateus fiatola	SFI	Mo							+
294	Syngnathidae	Enneacampus ansorgii	EAN	Mo		+					
296	Syngnathidae	Enneacampus kaupi	SKA	ME					+		+
297	Syngnathidae	Hippocampus punctatus	HPU	Ma	+					+	
299	Syngnathidae	Microphis brachyurus aculeatus	MIB	Ma					+		+
301	Syngnathidae	Syngnathus pelagicus	SPE	Mo				+			
302	Syngnathidae	Syngnathus sp.	SYN							+	
304	Synodontidae	Saurida brasiliensis	SPA	Mo							+
306	Tetraodontidae	Ephippion guttifer	EGU	Ma	+	+	+		+	+	+
308	Tetraodontidae	Lagocephalus laevigatus	LLA	ME	+	+	+		+	+	+
309	Tetraodontidae	Sphoeroides spengleri	SSP	Mo	+					+	+
311	Tetraodontidae	Tetraodon lineatus	TLI	Ce				+			
313	Torpedinidae	Torpedo mackyana	TOR	Mo	+						
314	Torpedinidae	Torpedo marmorata	TOM	Mo	+	+				+	
316	Triakidae	Galeorhinus galeus	GGA			+					
318	Trichiuridae	Trichiurus lepturus	TLE	ME	+	+	+	+	+		+
319	Triglidae	Lepidotrigla cadmani	LED	Mo							+
321	Zeidae	Zeus faber	ZFA	Mo					+		



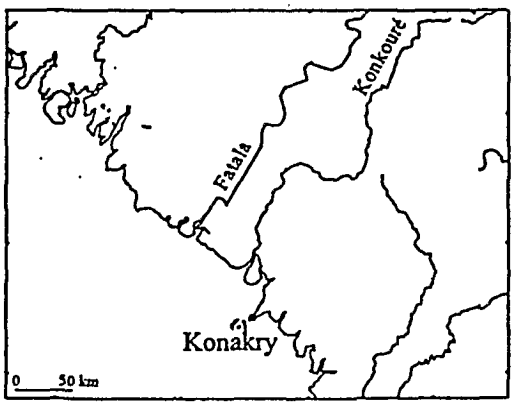
Afrique de l'Ouest



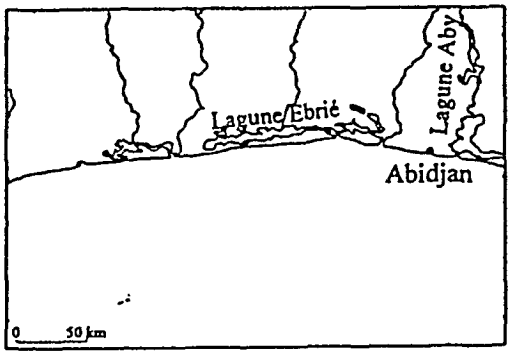
Zone 1 (Sénégal)



Zone 2 (Guinée Bissau)



Zone 3 (Guinée)



Zone 4 (Côte d'Ivoire)

Figure 4.12.- Localisation des MEL de l'Afrique de l'Ouest dont les peuplements de poissons sont comparés .

Tableau 4.7.- Effort d'échantillonnage de différents MEL de l'Afrique de l'ouest (+ = a été utilisé dans le milieu correspondant).

	Sine-Saloum	Gambie	Casamance	Fl. Sénégal	Fatala	Rio Buba	Lagune Ebrié
Chalut		+					+
Senne tournante	+				+	+	+
Senne de plage	+	+	+	+	+	+	
Filet maillant		+	+	+	+	+	
Filet barrage		+	+		+		
Filet piège		+					
Epervier	+	+	+	+			
Nasse	+	+	+	+		+	
Palangre		+					
Pêche électrique		+					+
Empoisonnement à la roténone		+			+		
Observation des débarquements	+	+	+	+	+	+	+
Durée de l'échantillonnage	2 ans	1 an	3 ans	5 ans	2 ans	2 ans	2 ans
Rythme des campagnes	bimestriel	4 sorties	mensuel	mensuel	mensuel	mensuel	bimestriel

La diversité des méthodes et des engins de pêche utilisés et l'effort d'échantillonnage (au moins deux ans d'échantillonnage) déployé dans chacun de ces milieux (tabl. 4.7) autorisent à considérer les listes ichtyofaunistiques obtenues comme une bonne estimation de la richesse spécifique de ces milieux, à l'exception peut être de la Gambie. En effet, selon Dor *et al.* (1985) l'inventaire qu'ils ont effectué sur la Gambie est loin d'être exhaustif et un échantillonnage plus intensif permettrait de rallonger de manière significative la liste des espèces. Il faut toutefois signaler que la Gambie est le MEL où le plus grand nombre de méthodes d'échantillonnage et d'engins de pêche ont été utilisés. En revanche, sur le plan temporel, elle a été sous-échantillonnée (4 campagnes et une seule année).

Nous avons essayé de compléter la liste faunistique de la Gambie en effectuant des observations en 1993 sur certaines familles (Mugilidae, Ariidae, Gerridae et Monodactylidae) pour lesquelles il y avait manifestement des problèmes d'identification. Malgré ce travail complémentaire, nous pensons que la richesse spécifique de la Gambie est plus élevée que ce qui est annoncé ici.

Tableau 4.8. - Richesse spécifiques et caractéristiques de quelques MEL de l'Afrique de l'Ouest.

CARACTERISTIQUES	Fl. Sénégal	Sine-Saloum	Gambie	Casamance	Rio buba	Fatala	L. Ebrié
Longueur totale (km)	1 800	120	1 200	260	52	190	120
Longueur de l'estuaire	40 (450 avant barrages)	120	530	210	52	60	120
Superficie des bassins versant (Km²)	340 000	29 700	77 100	16 300		5100	
Type de milieu	Est. normal avec barrages	Est. inverse hyperhalin	Est. normal	Est. inverse hyperhalin	Ria	Est. normal	Lagune en comm. avec mer
Richesse spécifique des estuaires	111	114	89	86	92	102	153

Seule la lagune Ebrié a une richesse spécifique plus élevée que celle du Sine-Saloum.

En comparant la liste faunistique de ces MEL (tabl. 4.6.), on note l'existence de vingt-huit espèces ubiquistes (tabl. 4.9.). Ces dernières sont à l'origine de la grande similitude des peuplements de poissons des MEL de l'Afrique de l'Ouest souvent mentionnée (Daget et Iltis, 1965 ; Diouf *et al*, 1991 ; Albaret, 1994, Albaret et Diouf, 1994 ; Baran, 1995).

Afin d'étudier, les différences entre les peuplements de poissons des MEL de l'Afrique de l'ouest, une analyse factorielle des correspondances a été réalisée sur une matrice de 7 colonnes (les 7 MEL étudiés) et 258 lignes correspondant à l'ensemble des espèces répertoriées dans ces milieux. Chaque valeur du tableau xij est égale à 0 si l'espèce i est absente dans le MEL j correspondant et à 1 en cas de présence. Nous avons retiré de l'analyse factorielle des correspondances les espèces qui sont présentes dans tous les milieux. En effet ces espèces n'apportent aucune information supplémentaire permettant de discriminer les estuaires et créent un « bruit de fond » préjudiciable à la qualité de l'analyse.

Les deux premiers axes de l'analyse factorielle expliquent 83 % de l'inertie totale, soit respectivement 49 % pour l'axe 1 (horizontal) et 34 % axe 2 (vertical).

L'examen du plan factoriel 1-2 (Figure 4.13), montre que l'axe 1 oppose un groupe de trois MEL, le Rio Buba, le Sine-Saloum et la Casamance dans lesquelles l'influence continentale est quasi inexistante à la lagune Ebrié et au fleuve Sénégal milieux sous forte influence continentale. L'axe 1 indique un gradient d'influence continentale.

L'axe 2 oppose la lagune Ebrié au fleuve Sénégal, tous deux soumis à une forte influence continentale mais dont les faunes dulçaquicoles sont relativement différentes et appartiennent à des régions biogéographiques différentes. La première appartient à la zone éburnéo-ghanéenne et la seconde à la région sahélo-soudanienne (Paugy *et al.*, 1994).

Tableau 4. 9. Listes des espèces communes aux MEL de l'Afrique de l'Ouest comparés.

Arius latiscutatus
Citarichthys stampflii
Caranx senegallus
Chloroscombrus chrysurus
Trachinotus teraia
Hemichromis fasciatus
Sarotherodon melanotheron
Tilapia guineensis
Ethmalosa fimbriata
Sardinella maderensis
Cynoglossus senegalensis
Dasyatis margarita
Elops lacerta
Eucinostomus melanopterus
Gerres nigri
Porogobius schlegelii
Pomadasys jubelini
Liza dumerili
Liza falcipinnis
Liza grandisquamis
Mugil curema
Galeoides decadactylus
Ilisha africana
Pseudotolithus elongatus
Pseudotolithus senegalensis
Scomberomorus tritor
Sphyraena afra
Monodactylus sebae

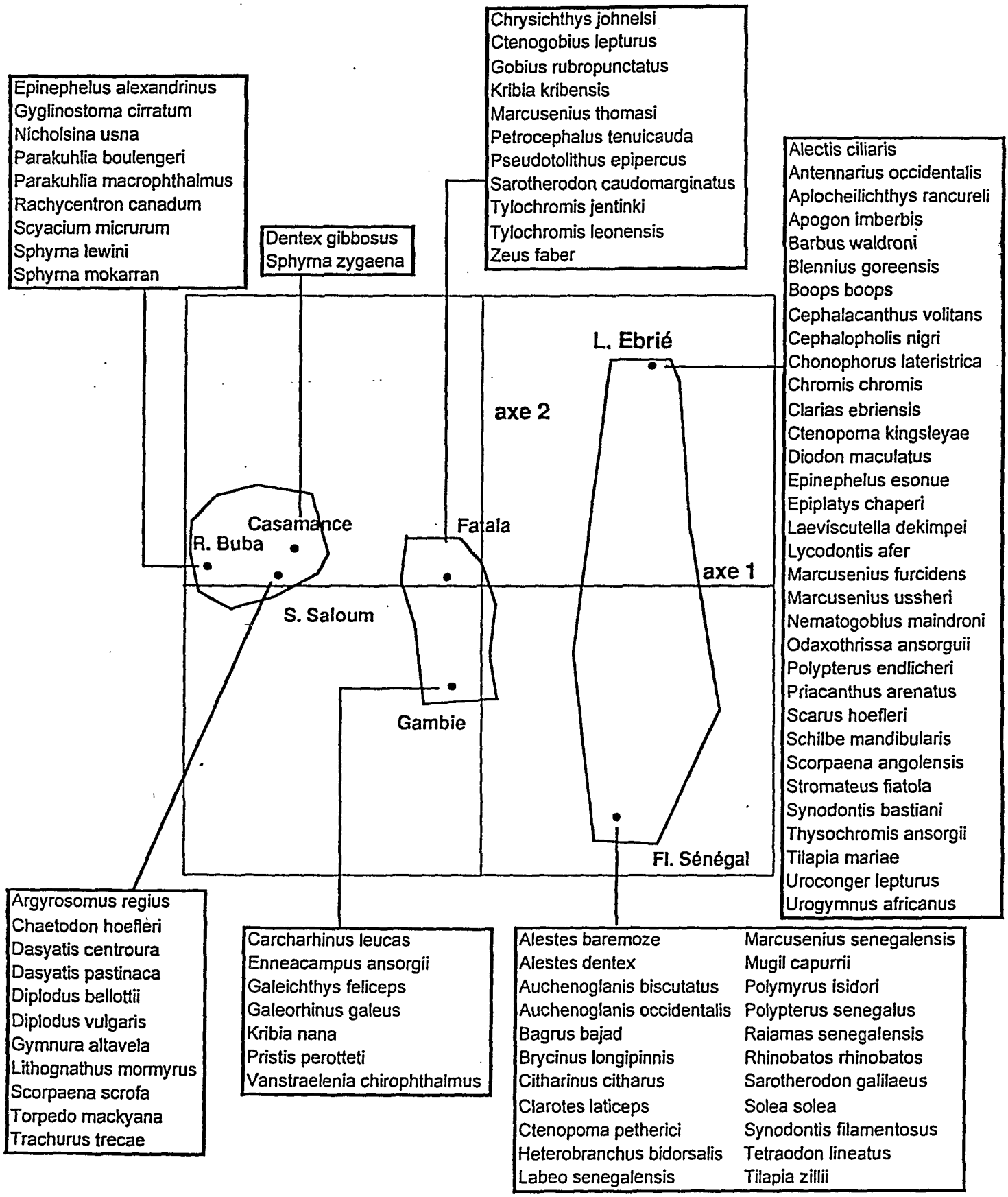


Fig. 4.13.- Répartition des MEL de l'Afrique de l'Ouest sur le plan factoriel 1-2 et des espèces caractéristiques de chaque milieu (L = Lagune, R = Rio, Fl = fleuve).

La proximité du Rio Buba, du Sine-Saloum et de la Casamance dans le plan factoriel 1-2, est à mettre en relation avec la forte influence marine que subissent ces trois systèmes et la quasi-absence d'influence continentale. Cette analyse indique le rôle capital que jouent les caractéristiques hydroclimatiques sur la structuration des peuplements des différents MEL de l'Afrique de l'Ouest. Ceci nous a conduit, en étudiant la répartition des différentes catégories écologiques, telles qu'elles ont été définies par Albaret (1994) et Albaret et Diouf (1994) (Cf. article en annexe) (Figure 4.14), à concevoir un schéma théorique d'évolution des peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest (Figure 4.15).

L'organisation des peuplements se fait à partir d'un peuplement fondamental qu'on retrouve dans presque tous les MEL de la sous-région. Ce peuplement de base, renferme en son sein les vingt-huit espèces ubiquistes signalées plus haut (tabl. 4.9).

Dans les estuaires « normaux », que nous appellerons de type E, les influences marine et continentale s'équilibrent (d'où la désignation E) plus ou moins. Dans ce type de milieu, le peuplement fondamental constitué de formes marines-estuariennes (ME), estuariennes d'origine marine (Em), estuariennes strictes (Es) et estuariennes d'origine continentale (Ec), est associé à deux composantes : l'une continentale et l'autre marine. Dans le type E, ce sont les formes estuariennes d'origine marine (Em) qui dominent dans le peuplement fondamental. Il faut signaler que le peuplement fondamental renferme également, un ensemble d'espèces dotées d'une plasticité éco-physiologique exceptionnelle (*Sarotherodon melanotheron*, *Elops lacerta*, *Liza falcipinnis*, *L. dumerili*, *Gerres nigri*, *Sardinella maderensis*, *Ilisha africana* et *Etmalosa fimbriata* (à un degré moindre)), qui constitue le peuplement de résistance ou de résilience (PR). Deux exemples de ce type E sont la Gambie et la Fatala.

A partir de ce type E, si l'influence continentale diminue alors que celle de la mer augmente, on aboutit à un second type que nous avons nommé M du fait de la dominance de l'influence marine. Dans ce cas, il y a une forte réduction de la composante continentale et une augmentation de la composante marine aussi bien en nombre d'espèces qu'en effectif. Au sein du peuplement fondamental, on assiste à un déplacement de la dominance vers le pôle marin : les plus fortes biomasses sont enregistrées pour les espèces marines-estuariennes (ME). Un exemple de ce genre de milieu est le Rio Buba en Guinée Bissau.

Dans le cas extrême, où l'influence continentale est quasi nulle, et l'influence marine forte (milieu largement ouvert sur l'océan), on assiste en Afrique de l'Ouest, en particulier

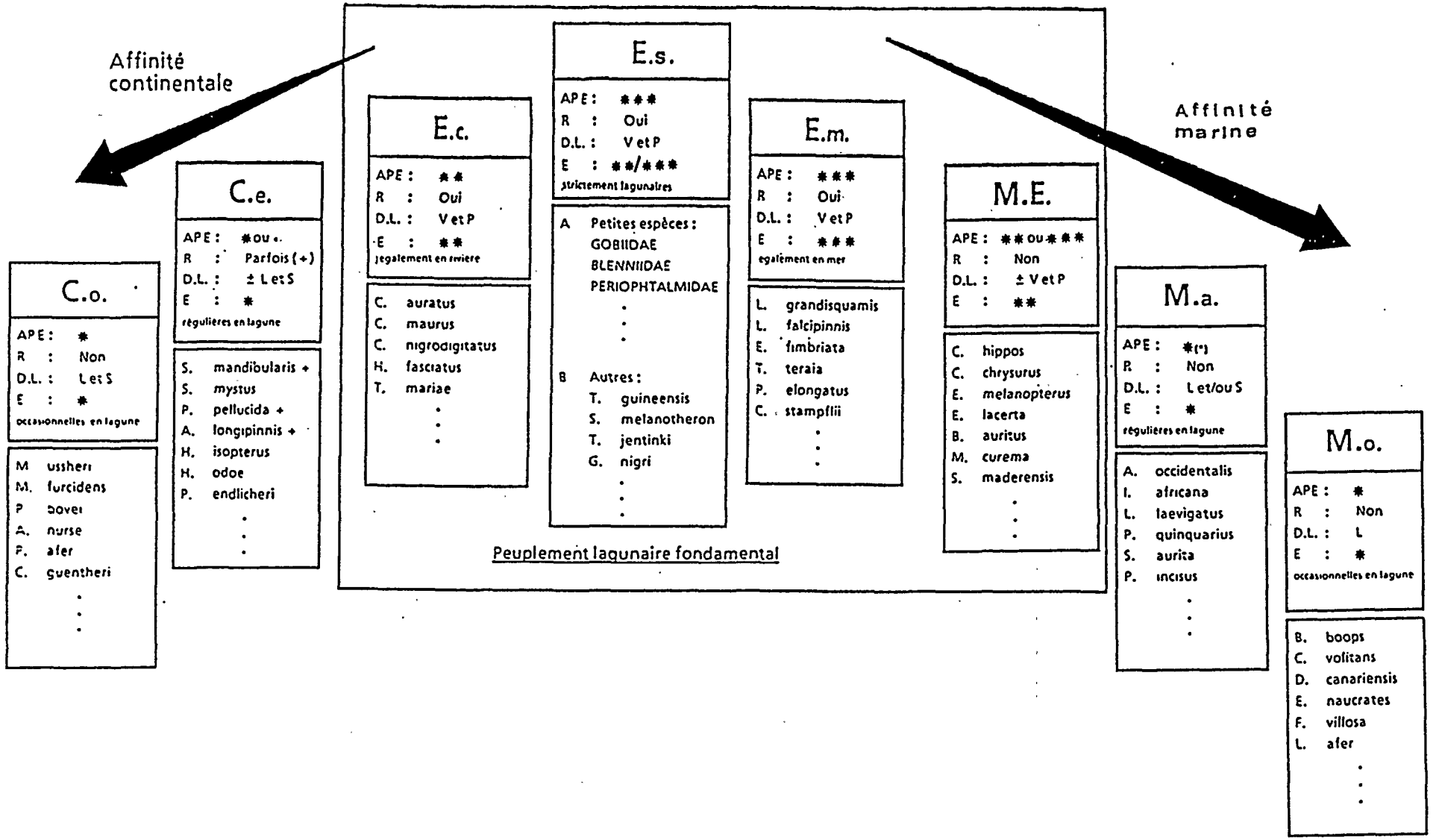


Fig. 4.14.- Différentes catégories écologiques dans les communautés de poissons des estuaires et lagunes de l'Afrique de l'Ouest. (**C.o.** : formes continentales occasionnelles ; **C.e** : formes continentales à affinité estuarienne ; **E.c.** : formes estuariennes d'origine continentale ; **E.s.** : formes estuariennes strictes ; **E.m.** : formes estuariennes d'origine marine ; **M.E.** : formes marines-estuariennes ; **M.a.** : formes marines accessoires ; **M.o.** formes marines occasionnelles. **A.P.E.** : abondance des populations estuariennes rares (*), abondantes (**) ou très abondantes (***). **R** : reproduction en estuaire. **D.L.** : distribution en estuaire vaste (V), limitée (L), saisonnière (S) ou permanente (P). **E** : euryhalinité faible (*), forte (**) ou quasi totale (***).
Source : Albaret et Diouf (1994).

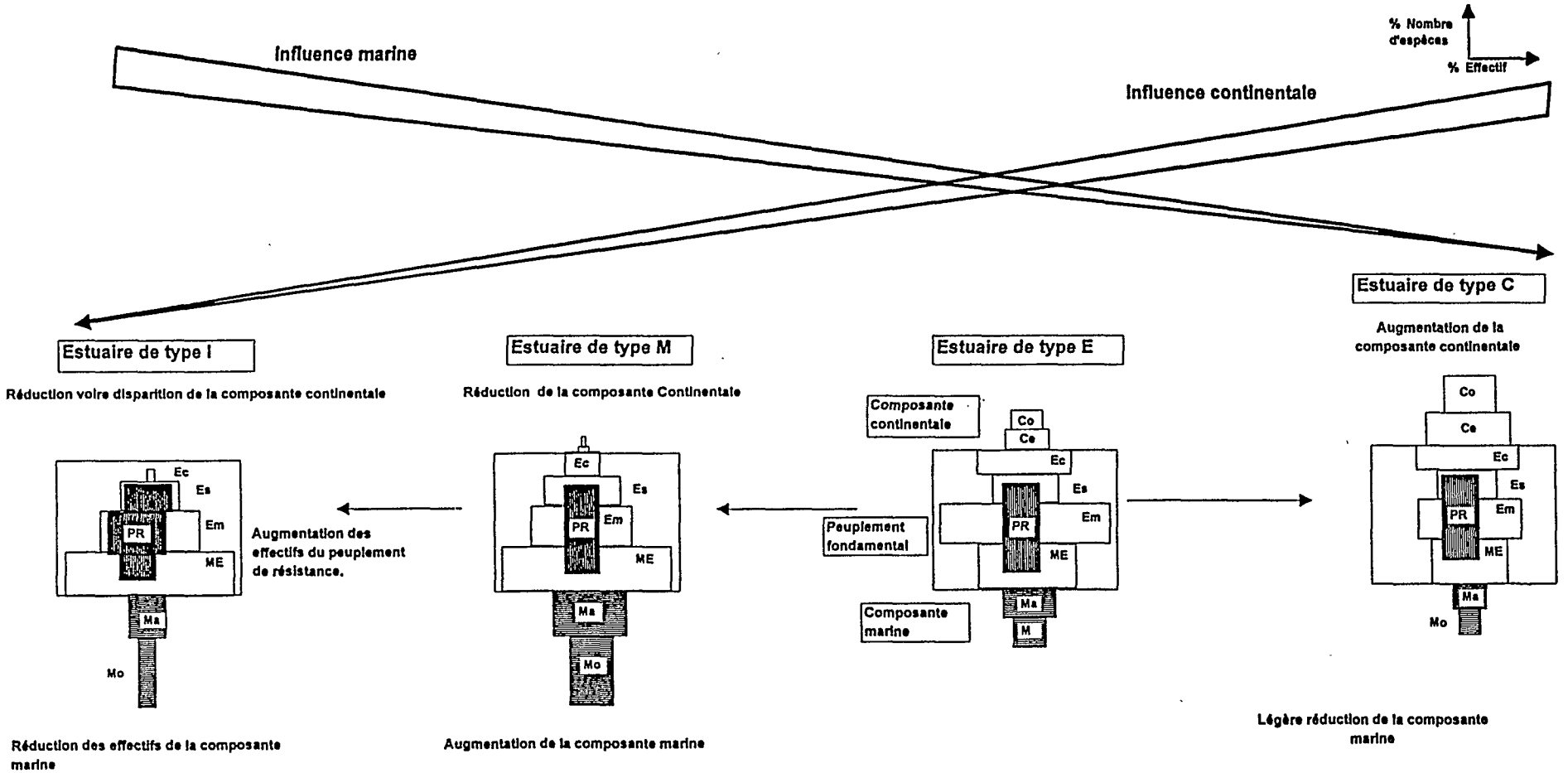


Figure 4.15.- Evolution théorique des peuplements de poissons des MEL de l'Afrique de l'Ouest en fonction de leurs caractéristiques hydroclimatiques (Co : espèces continentales occasionnelles ; Ce : espèces continentales à affinité estuarienne ; Ec : espèces estuariennes d'origine continentale ; Es : espèces estuariennes strictes ; Em : espèces estuariennes d'origine marine ; ME : espèces marines-estuariennes ; Ma : espèces marines accessoires ; Mo : espèces marines occasionnelles ; PR : "peuplement de résistance" ; I : Inverse ; M : Marin ; E : Equilibre ; C : Continental).

dans la zone sahélienne à une « hyperhalinisation du milieu » (Le Reste, 1983 ; Pages and Citeau, 1990). La composante continentale a totalement ou presque complètement disparu. Le peuplement fondamental comme pour le type M est dominé par les espèces marines-estuariennes (ME). Le Sine-Saloum et la Casamance, estuaires inverses correspondent à ce type (appelé I pour inverse).

A l'opposé lorsque l'influence continentale est forte et celle de la mer faible, on assiste à une importante augmentation de la composante continentale du peuplement au détriment des formes marines. Un exemple de ce type C (pour Continental) est le fleuve Sénégal après l'édification des barrages de Diama et Manantali. Avant la construction du barrage anti-sel de Diama, le fleuve Sénégal était de type E.

La lagune Ebrié qui est soumise à la fois à une forte influence marine et continentale, se situe entre le type E et le type C.

4.3.2. - Comparaison de biomasses avec d'autres MEL de l'Afrique de l'Ouest.

Les estuaires du Sine-Saloum et de la Fatala (Guinée) ainsi que le Rio Buba (Guinée Bissau), les archipels des Bijagos (Guinée Bissau) et la lagune Ebrié ont été échantillonnés soit avec la même senne tournante que celle utilisée au Sine-Saloum (Rio Buba et Bijagos), soit avec une senne tournante ayant les mêmes caractéristiques. Il est donc possible de comparer les biomasses moyennes capturées dans ces milieux.

La capture moyenne au Sine-Saloum en pêche d'échantillonnage, est de 27 kg/ha. La zone extrême amont du Saloum (Zone 8), est celle où les captures moyennes sont les plus faibles (8 kg/ha) et la portion médiane du Saloum (Zone 6) celle où on a les plus fortes (44/ha).

La lagune Ebrié dont les captures moyennes varient entre 14 et 100 kg/ha (Albaret, 1994), est le seul MEL parmi ceux comparés à avoir des valeurs plus élevées dans certains secteurs. La Fatala avec 10 kg/ha (Baran, 1995), le Rio Buba 3 kg/ha (Dème *et al.*, 1994) et les Bijagos 9 kg/ha (Diouf *et al.*, 1994) présentent des captures moyennes plus faibles que le Sine-Saloum. Il apparaît que malgré l'hyperhalinité qui règne sur une bonne partie du Sine-Saloum, les biomasses sont toujours relativement importantes.

Discussion

La richesse spécifique globale de l'estuaire du Sine-Saloum, relativement élevée (114 espèces), peut paraître surprenante si l'on considère les fortes salinités que l'on rencontre sur une bonne partie de ce milieu. Toutefois, en examinant l'évolution de la richesse spécifique d'animaux aquatiques en fonction d'une gamme de salinité allant de 0 à plus de 100 (Hedgpeth, 1967 ; Hodkin and Kendrix, 1984 ; Diouf, 1987), on constate que la gamme de salinité comprise entre 25 et 55 est celle où on trouve le plus d'espèces. Les espèces qu'on y rencontre sont marines ou estuariennes à affinité marine. Une bonne partie de l'estuaire du Sine-Saloum présente des salinités de cet ordre. A cela il faut ajouter le fait que cet estuaire communique très largement avec l'océan qui a un potentiel de peuplement nettement supérieur à celui du milieu aquatique continental. Près de 300 espèces marines sont connues du plateau continental sénégalais au large du Sine-Saloum. La quasi-absence d'influence continentale favorise la colonisation de cet estuaire par un grand nombre d'espèces d'origine ou à affinité marine. Le rôle de l'importance de la communication avec la mer comme facteur favorisant l'augmentation du nombre d'espèces a été signalé par plusieurs auteurs (Blaber, 1985 ; Whitfield *et al.*, 1994 ; Whitfield and Kok, 1992 ; Whitfield, 1994a).

Un autre facteur qui explique la richesse en espèces du Sine-Saloum est la diversité des habitats (bras principaux, multitudes de bolons de toutes les dimensions, présence de mangroves sur certaines rives et absence sur d'autres, diversité des sédiments de fond, variations spatio-temporelles des facteurs physico-chimiques...).

En comparant les richesses spécifiques moyennes par coup de pêche des trois principaux bras, on note que le Bandiala abrite plus d'espèces que le Diomboss et le Saloum. Cette plus grande richesse spécifique du Bandiala est à mettre en relation avec sa diversité morpho-édaphique (contrairement au Diomboss), sa richesse trophique (Cf. chapitre 2), le calme relatif de ses eaux et le fait que sa salinité est rarement supérieure à 45. Le Saloum, du fait des fortes salinités (supérieures à 55) qui règnent dans toute la partie amont est moins riche en espèces que le Bandiala.

L'examen de la structure des peuplements des trois bras principaux a montré que trois espèces dans le Bandiala (*Sardinella maderensis*, *Ethmalosa fimbriata*, et *Ilisha africana*) (Fig. 4.3), quatre dans le Diomboss (*Sardinella maderensis*, *Chloroscombrus chrysurus*,

Brachydeuterus auritus et *Ilisha africana*) (Fig. 4.5) et une dans le Saloum (*Sardinella maderensis*) (ig. 4.7) dominent numériquement les peuplements de poissons. Cette dominance des peuplements des MEL par un nombre réduit d'espèces est très fréquente dans les MEL (Warburton, 1978 ; Yanez-Arancibia *et al.*, 1985 ; Rebelo, 1992 ; Flores-Verdugo *et al.*, 1990). En fait, les fluctuations des paramètres mésologiques exigent des organismes qui vivent dans ces milieux des adaptations éco-physiologiques relativement coûteuses en énergie que seul un nombre limité d'espèces parvient à réaliser parfaitement. Une fois cette exigence fonctionnelle satisfaite, ces espèces bénéficient de conditions extrêmement favorables (richesse trophique, faible prédation, températures relativement élevées) permettant un bon développement (Correl, 1978 ; Horn and Allen, 1985, Warburton, 1978 ; Potter *et al.*, 1990 ; Wootton, 1992).

De tous les milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest que nous avons comparés, la lagune Ebrié est le seul a avoir une richesse spécifique plus élevée que le Sine-Saloum. Le plus grand nombre d'espèces rencontré dans ce système est à mettre en relation avec sa dimension légèrement plus grande 566 km² contre 543 km² pour le Sine-Saloum, sa diversité morpho-édaphique et l'importance et la diversité des zones de contact avec les milieux adjacents océaniques et continentaux (Albaret, 1994). La lagune Ebrié a ainsi une double source de colonisation potentielle : l'océan et les environnements aquatiques dulçaquicoles contigües.

L'analyse factorielle de la liste présence-absence a mis en évidence l'importance des caractéristiques hydrodynamiques, elles mêmes dépendantes dans une large mesure de l'évolution climatique. L'exemple le plus édifiant est celui de la Casamance, qui il y a une trentaine d'années était encore un estuaire normal de type E avec une faune continentale assez importante constituée de Mormyridae, de Cyprinidae, d'Hepsetidae, de Bagridae, de Citharinidae, de Malapteruridae, de Polypteridae... (Albaret, 1987 ; Albaret et Diouf, 1994).

Depuis environ trois décennies, le déficit pluviométrique qui sévit au Sahel a considérablement diminué les apports d'eaux douces. Ce phénomène a été l'origine de « l'hyperhalinisation » de ce système (Le Reste (1983). La faune dulçaquicole a alors presque complètement disparu et a été remplacée par une faune marine ou à affinité marine.

Le même phénomène de « marinisation » des peuplements de poissons, consécutif à l'augmentation de la salinité, a d'abord eu lieu au Sine-Saloum, il y a environ quatre à cinq décennies. L'ichtyofaune semble s'adapter à cette situation environnementale qui perdure.

Le modèle théorique d'évolution des peuplements en fonction des influences marine et continentale, que nous avons élaboré à partir de l'étude de la structure des peuplements actuels des MEL de l'Afrique de l'Ouest cadre parfaitement avec les modifications dans le temps de l'ichtyofaune des estuaires du Sine-Saloum et de la Casamance. Les changements de la structure des peuplements du fleuve Sénégal après la construction des barrages trouvent également un cadre explicatif dans ce modèle théorique.

En outre, la comparaison des rendements de pêches expérimentales avec d'autres MEL de l'Afrique de l'Ouest où la sursalure ne sévit pas, montre que les biomasses pêchées au Sine-Saloum, malgré l'hyperhalinité ne sont pas faibles. Elles seraient même supérieures à celles de l'estuaire « normal » de la Fatala et du Rio Buba. L'hypothèse que nous avançons pour expliquer la relative richesse en poissons du Sine-Saloum est que, la matière organique issue de la mangrove, contrairement à ce qui se passe dans les estuaires « normaux » à mangrove, n'est pas exportée rapidement en mer et est alors utilisée sur place. L'absence de crue et le déficit pluviométrique qui a fortement réduit les apports d'eau limitent l'effet de chasse et, par conséquent, l'exportation de la richesse trophique de l'estuaire en mer.

5

Caractéristiques biologiques générales.

5.-Caractéristiques biologiques générales.

5.1. Méthodes d'étude

- Reproduction

Dans une étude comme celle qui a été menée sur les peuplements de l'estuaire du Sine-Saloum, il serait irréaliste de vouloir étudier en détail la reproduction de toutes les espèces. Aussi, une démarche qu'on peut qualifier « d'approche globale » de la reproduction des principales espèces constituant les peuplements de poissons a été adoptée. Celle-ci repose sur l'utilisation d'une échelle de maturité sexuelle commune à toutes les espèces. Une telle échelle obéit obligatoirement à la contrainte de s'adapter à la diversité des processus de maturation rencontrés dans l'estuaire. Les avantages et les inconvénients de cette méthode ont été discutés par Albaret (1977).

L'échelle utilisée pour la détermination des stades de maturité sexuelle par examen macroscopique des gonades est inspirée de celle de Durand et Loubens (1970) sur *Alestes baremoze*. Elle a été modifiée afin de l'adapter à une utilisation multispécifique (Albaret et Legendre, 1985). Elle comporte huit stades :

stade 0 : individu immature (avant la première maturation). La gonade se présente généralement sous la forme d'un très mince cordon blanchâtre à blanc, collé au fond de la cavité abdominale. A ce stade le sexe de l'individu ne peut pas être distingué.

stade 1 : individu en repos sexuel. Les gonades se sont légèrement allongées et élargies. A ce stade le sexe est identifiable. Les ovaires sont blanchâtres et translucides. Ils ont une consistance plus ou moins ferme et ne présentent pas de vascularisation superficielle. La section est ronde ou ovale. Les testicules fins et aplatis apparaissent comme deux filaments gris blanchâtre. Ils sont fermes et de section triangulaire ou en forme de croissant. En cas d'hésitation sur le sexe, la forme de la section permet de faire la distinction.

stade 2 : individu en début de maturation. Les ovaires augmentent de taille. La couleur varie du blanc rosé au rose saumon. A leur surface apparaît une légère vascularisation. Quant aux testicules, ils se sont encore allongés et élargis. Leur couleur est blanc laiteux.

stade 3 : individu en maturation. L'ovaire continue à croître et occupe une partie importante de la cavité abdominale. La vascularisation de surface s'est accrue et la coloration varie en général et suivant les espèces du jaune clair au jaune orangé. Les ovaires sont mous et les ovocytes sont visibles à travers la paroi ovarienne. Les testicules de couleur blanc laiteux

plus accentuée, ont augmenté de volume. Une incision des testicules fait apparaître un peu de liquide séminal par pression de la gonade.

stade 4 : individu en maturation avancée. La quasi-totalité de la cavité abdominale est occupée par les gonades. Les ovaires sont en général jaune orangé. Ils présentent une très importante vascularisation superficielle et contiennent de gros ovocytes. Une pression de la gonade à ce stade provoque l'expulsion d'ovocytes.

Les testicules de couleur blanc nacré sont volumineux et moins fermes. Une simple incision fait couler le liquide spermatique.

stade 5 : individu mûr. C'est durant ce stade très fugace chez les femelles qu'a lieu l'émission des produits génitaux. Les ovaires souvent de couleur jaune orangé ont atteint leur stade ultime de maturation. Les ovules sont expulsés à la moindre pression sur l'abdomen. La vascularisation est très abondante.

Les testicules ont atteint leur taille maximale et sont blanc nacré. Ils sont mous et une simple pression sur la paroi abdominale fait couler le liquide spermatique.

Après le stade 5, suivant l'espèce considérée et le moment du cycle sexuel, deux cas sont possibles :

1) retour au repos sexuel saisonnier pour les espèces à ponte simple ou à celles à pontes multiples en fin de saison de reproduction. Ceci correspond au stade 6.

2) reprise d'un cycle de maturation ovocytaire pour les espèces à pontes multiples (stade 7).

stade 6 : post-ponte, retour au repos sexuel saisonnier. Après l'émission des produits génitaux, les ovaires deviennent flasques. Ils sont richement vascularisés et paraissent sanguinolents. Les ovaires ne contiennent plus que les petits ovocytes qui n'ont pas évolué et quelques gros ovocytes résiduels.

Stade 7 : post-ponte et reprise d'un cycle de maturation ovocytaire. Les gonades des individus qui ont déjà pondu et qui reprennent un cycle présentent des nécroses. Elles ont une coloration plus foncée et une vascularisation plus importante qui permettent de les distinguer de celles des individus qui entament la reproduction pour la première fois. Suivant les espèces, les ovaires ont l'aspect d'un stade 2 ou plus souvent 3, avec toutefois les différences qui viennent d'être mentionnées.

- Taille de première maturation sexuelle.

La taille de première maturation sexuelle (L50) est définie ici comme la longueur à la fourche (ou à défaut la longueur totale) à laquelle 50 % des poissons se trouvent à un stade avancé de leur maturation sexuelle, c'est-à-dire supérieur ou égal à 3 dans l'échelle de maturité adoptée (Albaret, 1977 et 1994).

Elle est employée dans de nombreux modèles de dynamique des populations. La L50 est également utilisée pour la gestion des pêcheries notamment pour la définition des maillages des filets autorisés. Elle est également prise en compte pour l'évaluation du potentiel aquacole des espèces (Albaret, 1994). De plus, en écologie, la taille de première maturation sexuelle est un élément de comparaison des stratégies développées par une même espèce dans des milieux différents (Charles-Dominique, 1982 ; Longhurst, 1965).

La détermination de la L50 et de la L95 est effectuée par la méthode graphique classique. Pour les espèces à reproduction saisonnière, la détermination est basée sur les données de cette période. Si, par contre, la reproduction est étalée, toutes les données sont cumulées. La L50 et la L95 n'ont été déterminées que quand il y avait au moins 50 individus examinés.

La méthode graphique de détermination de la L50 et de la L95 consiste à tracer la courbe d'évolution du pourcentage (en ordonnée) des individus matures (stade de maturité sexuelle ≥ 3) en fonction de la taille (en abscisse). A partir de l'ordonnée correspondant à 50 %, on trace une droite horizontale. La verticale passant par le point de jonction de la droite horizontale et de la courbe coupe l'axe des abscisses à la taille correspondant à la L50. Le mode de détermination de la L95 est identique à la seule différence que l'ordonnée à partir de laquelle on trace la droite horizontale est 95 % au lieu de 50 %.

- Structure en taille

Les longueurs à la fourche (à défaut la longueur totale) ont été utilisées pour élaborer les structures en taille. Toutes les mesures ont été faites au millimètre près. Par la suite, des classes de taille de 1 cm sont constituées pour construire les structures en taille. Par ailleurs, les structures en taille des mâles et des femelles ont été séparées.

- Régime alimentaire

Parmi les nombreuses méthodes d'analyse des contenus stomacaux disponibles (Hyslop, 1980), nous avons choisi celle de la fréquence d'occurrence qui présente l'avantage d'être rapide et qui ne requiert qu'un minimum d'appareillage.

Elle consiste à noter le nombre de fois qu'une catégorie alimentaire est trouvée dans les estomacs étudiés. Ce nombre peut être exprimé comme un pourcentage de tous les estomacs (Forst, 1954) ou de ceux qui ne sont pas vides (Fagade and Olaniyan, 1972). Dans cette étude, la fréquence d'occurrence est calculée en utilisant le nombre d'estomacs non vides.

En plus de la méthode de fréquence d'occurrence, une détermination de la composition qualitative du régime alimentaire de certaines espèces a été faite en notant les aliments (sans chercher à les quantifier) trouvés dans leur estomac.

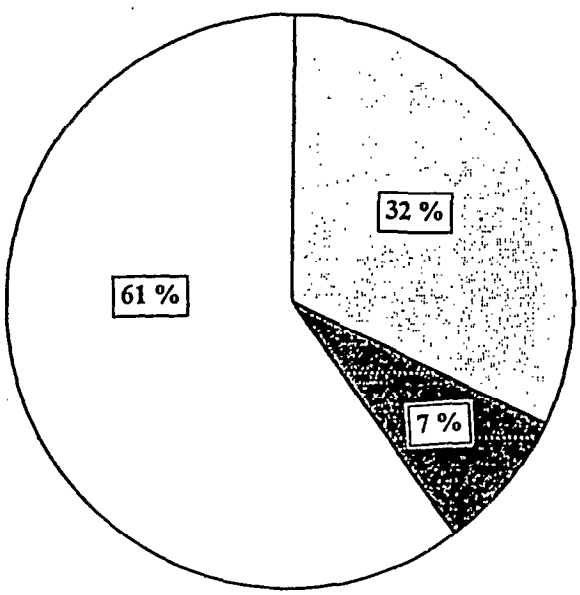
L'étude des contenus stomacaux s'est faite par observation macroscopique pour les grosses proies et à la loupe binoculaire et/ou au microscope pour les très petites. Les estomacs qui ne pouvaient pas être étudiés sur place étaient conservés dans de la glace.

5.2.- La reproduction

5.2.1. Importance de la reproduction dans l'estuaire.

Parmi les cent quatorze espèces répertoriées dans l'estuaire du Sine-Saloum, trente-six (soit environ 32 %) s'y reproduisent régulièrement (observation de stades 4, 5, ou 7 ainsi que de larves) et huit autres (7 %) exceptionnellement (tabl. 5.1.).

Le nombre total d'espèces rencontrées en reproduction dans l'estuaire est donc de quarante-quatre soit 39 % de la richesse spécifique (fig. 5.1).



- Espèces se reproduisant régulièrement dans l'estuaire.
- Espèces se reproduisant exceptionnellement dans l'estuaire.
- Espèces ne se reproduisant pas dans l'estuaire.

Fig. 5.1.- Pourcentage du nombre d'espèces et de la biomasse des espèces susceptibles de se reproduire dans l'estuaire du Sine-Saloum.

Tableau 5.1.- Liste des espèces ayant une activité sexuelle dans l'estuaire du Sine-Saloum. (* Espèces ne se reproduisant pas en mer ; ¤ Espèces dont certains individus arrivent exceptionnellement à maturité et se reproduisent dans l'estuaire).

ESPECES QUI SE REPRODUISENT DANS L'ESTUAIRE	ESPECES QUI DEBUTENT LEUR MATURATION SEXUELLE DANS L'ESTUAIRE
* Aplocheilichthys spilauchen	¤ Arius latiscutatus
Arius parkii	¤ Arius heudeloti
* Bostrychus africanus	¤ Brachydeuterus auritus
* Chromidotilapia guentheri	Caranx senegallus
Cynoglossus monodi	¤ Chloroscombrus chrysurus
Cynoglossus senegalensis	¤ Chaetodipterus lippei
Drepane africana	¤ Scomberomorus tritor
Dasyatis margaritella	Eucinostomus melanopterus
Dasyatis margarita	¤ Mugil bananensis
Ethmalosa fimbriata	Psettodes belcheri
Ephippion guttiferum	Rhinobatos cemiculus
Galeoides decadactylus	¤ Sardinella maderensis
*Gerres nigri	Tylosurus crocodilus
Hemiramphus brasiliensis	
* Hemichromis fasciatus	
Ilisha africana	
Liza bandialensis	
Liza dumerili	
Liza falcipinnis	
Liza grandisquamis	
Lobotes surinamensis	
Mugil curema	
* Periophtalmus barbarus	
Pseudotolithus brachygnathus	
Pseudotolithus elongatus	
Pomadasys jubelini	
Plectorhinchus macrolepis	
* Porogobius schelegelii	
Pomadasys peroteti	
Pentanemus quinquarius	
* Monodactylus sebae	
Rhinoptera bonasus	
* Sarotherodon melanotheron	
Trachinotus teraia	
* Tilapia guineensis	
Trichiurus lepturus	

Ce pourcentage est approximativement le même que celui trouvé dans la Fatala (38 %) en Guinée (Baran, 1995). Il est, en revanche, supérieur à ceux signalés dans certains estuaires tropicaux d'Australie (Blaber *et al.*,1989 : 15 % ; Loneragan *et al.*, 1989 : 10 % ; Potter *et al.*, 1990 : 9 %), d'Amérique centrale (Yanez-Arancibia *et al.*, 1980 : 10 % ; Stoner, 1986 : 12 %), d'Afrique du Sud (Wallace *et al.*, 1984 : 4 % ; Potter *et al.*, 1990 : 8 %) et de la lagune Ebrié (Albaret, 1994 : 20 %).

Cette comparaison montre que l'activité génésique est relativement forte dans le Sine-Saloum. Il apparaît ainsi que la fonction écologique de zone de reproduction est toujours assurée dans l'estuaire.

Quatorze espèces (dont les huit qui se reproduisent de façon exceptionnelle) effectuent leur maturation sexuelle dans l'estuaire et vont se reproduire en mer. Au total donc, cinquante espèces (44 %) au moins se reproduisent ou commencent leur maturation sexuelle dans l'estuaire.

On peut schématiquement distinguer trois groupes d'espèces :

- les espèces qui passent tout leur cycle vital dans l'estuaire et qui donc s'y reproduisent (*Gerres nigri, Hemichromis fasciatus, Porogobius schegelii, Monodactylus sebae, Sarotherodon melanotheron et Tilapia guineensis...*)

- les espèces à comportement reproductif très plastique et très opportuniste qui se reproduisent aussi bien en estuaire qu'en mer (espèces de la première colonne du tableau 5.1 moins les espèces du premier groupe citées plus haut),

- les espèces qui commencent leur maturation sexuelle dans l'estuaire et qui vont se reproduire en mer (espèces de la deuxième colonne du tableau 5.1).

Le tableau 5.2, qui indique si les espèces qui se reproduisent au Sine-Saloum ont également une activité génésique dans la Fatala (Guinée) et la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire), montre que huit (26 % des espèces du tableau 5.2 communes au Sine-Saloum et à la Fatala) et neuf (35 % des espèces du tableau 5.2 communes au Sine-Saloum et la lagune Ebrié) n'ont pas été observées en reproduction respectivement dans la Fatala et la lagune Ebrié.

Une analyse de la liste des espèces se reproduisant au Sine-Saloum et pas dans la Fatala et/ou la lagune Ebrié, met en évidence leur affinité et leur reproduction surtout marines. Cette comparaison fait ressortir un gradient d'influence marine : le Sine-Saloum subissant la plus forte influence thalassique abrite beaucoup d'espèces à affinité marine en reproduction alors que la Fatala et surtout la lagune Ebrié en ont moins.

Tableau 5.2.- Activité génésique dans d'autres milieux estuarien et lagunaire des espèces qui se reproduisent dans le Sine-Saloum (+ = se reproduit ; - = ne se reproduit pas ; A = espèce absente ; NE = non étudiée).

NOM DES ESPECES	CODES	S. SALOUM	FATALA	L. EBRIE
Aplocheilichthys spilauchen	ASP	+	A	NE
Arius parkii	ARP	+	-	A
Bostrichus africanus	BAF	+	+	+
Chromidototilapia guenteri	CGU	+	A	+
Cynoglossus monodi	CYM	+	-	A
Cynoglossus senegalensis	CYS	+	+	+
Drepane africana	DAF	+	+	-
Dasyatis margaritella	DAM	+	A	A
Dasyatis margarita	DMA	+	-	+
Ethmalosa fimbriata	EFI	+	+	+
Ephippion guttiferum	EGU	+	-	-
Galeoides decadactylus	GDE	+	+	-
Gerres nigri	GNI	+	NE	+
Hemiramphus brasiliensis	HBR	+	-	A
Hemichromis fasciatus	HFA	+	+	+
Ilisha africana	IAF	+	-	-
Liza bandialensis	LBA	+	A	A
Liza dumerili	LDU	+	+	-
Liza falcipinnis	LFA	+	+	+
Liza grandisquamis	LGR	+	+	+
Lobotes surinamensis	LSU	+	-	NE
Mugil curema	MCU	+	-	-
Periphtalmus barbarus	PBA	+	+	+
Pseudotolithus brachygnathus	PBR	+	+	A
Pseudotolithus elongatus	PEL	+	+	+
Pomadasys jubelini	PJU	+	+	+
Plectorhinchus macrolepis	PLM	+	+	-
Porogobius schelegelii	ACS	+	+	+
Pomadasys peroteti	PPE	+	-	A
Pentanemus quinquarius	PQQ	+	+	-
Monodactylus sebae	PSB	+	+	+
Rhinoptera bonasus	RBO	+	-	A
Sarotherodon melanotheron	SME	+	+	+
Trachinotus teraia	TFA	+	+	+
Tilapia guineensis	TGU	+	+	+
Trichiurus lepturus	TLE	+	+	-

5.2.2.- Variations spatio-temporelles.

L'examen de la figure 5.2, montre que les stations 1 (embouchure du Bandiala) et 9 (proche de l'embouchure du Diomboss) sont les zones où le nombre d'espèces en reproduction est le plus élevé. La station 19 bien que située à l'embouchure du Saloum, présente un nombre d'espèces s'y reproduisant (12 espèces) plus faible que celui de la station 1 (25 espèces) et 9 (19 espèces). Ceci est à mettre en relation avec le fort hydrodynamisme à l'embouchure qui est défavorable à la reproduction (dépense d'énergie supplémentaire de la part des espèces pour s'y maintenir, dispersion des œufs et des larves).

Sur le Bandiala, la zone médiane, où le renouvellement des eaux est très lent, présente le plus petit nombre d'espèces en reproduction (13 contre 25 en aval et 16 en amont).

Sur le Saloum, c'est la partie aval qui présente l'activité génésique la plus importante (12 espèces à la station 19, 11 à la station 16, 13 à la station 15). Dans la partie très en amont du Saloum, la reproduction n'est possible que pour un nombre limité d'espèces en raison des très fortes salinités.

Les espèces dont les aires de reproduction sont les plus étendues sont les Cichlidae *Sarotherodon melanotheron* et *Tilapia guineensis*, les mulets *Liza dumerili* et *Mugil curema*, le Gerridae *Gerres nigri* et le Polynemidae *Galeoides decadactylus*. A l'exception de *Galeoides decadactylus*, elles appartiennent toutes au « peuplement de résistance » (Cf. section 4.3.1).

Sur le plan temporel, la figure 5.3 (les stations 28 et 31 de l'extrême amont ne sont pas prises en compte) montre qu'à toutes les saisons l'activité génésique est importante :18 espèces en reproduction en saison froide, 25 en saison des pluies et 28 en saison sèche chaude. En considérant à la fois le nombre d'espèces et le pourcentage d'individus mâtures, on se rend compte que la reproduction est plus intense en saison sèche chaude. Ceci est à mettre en relation avec la plus grande stabilité des conditions environnementales durant cette saison, la concentration de l'eau de l'estuaire se faisant progressivement. L'activité génésique moindre en saison froide pourrait être due à la température relativement faible de l'eau (Stacey, 1989). Reizer (1988) signale que dans le fleuve Sénégal, la reproduction a surtout lieu quand les températures sont élevées.

Un peu plus du tiers des espèces qui se reproduisent dans l'estuaire le font à toutes les saisons. Huit espèces semblent avoir une reproduction saisonnière. Il s'agit de *Chaetodipterus lippei* et *Cynoglossus Monodi* pour la saison sèche froide, *Cynoglossus senegalensis, Lobotes*

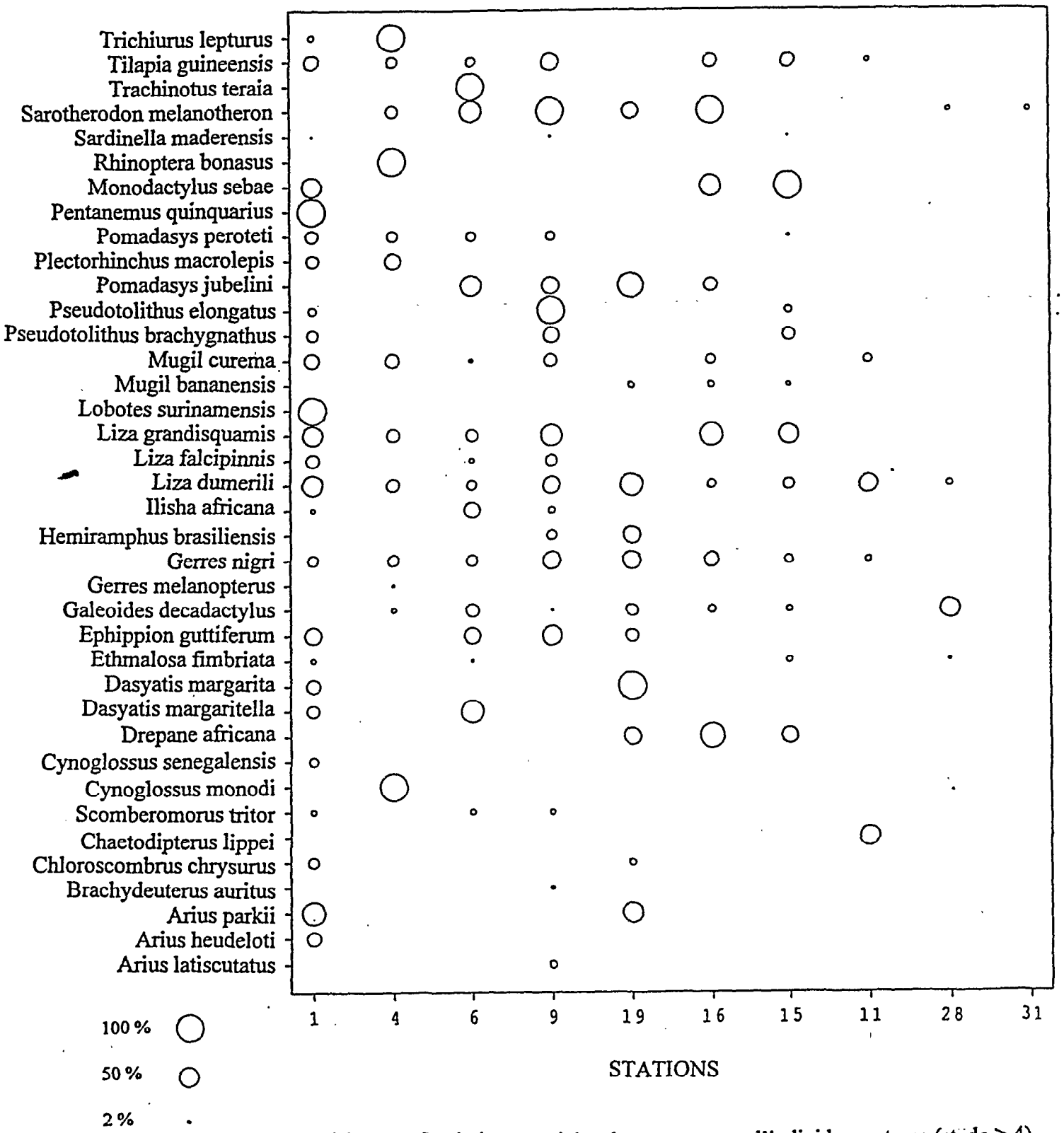


Fig. 5.2.- Variations spatiales du pourcentage d'individus matures (stade ≥ 4)

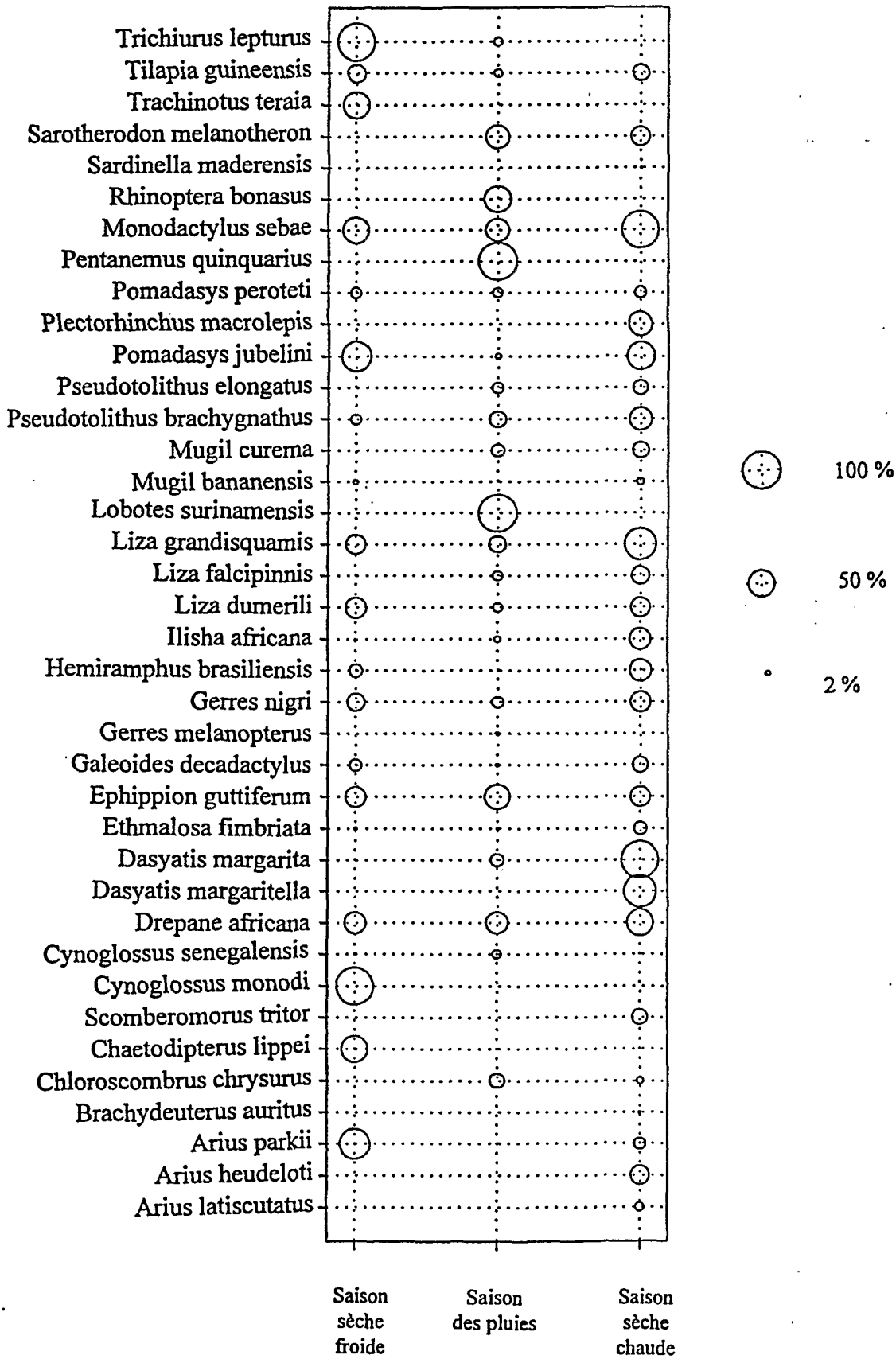


Fig. 5.3.- Variations saisonnières du pourcentage d'individus matures (stade ≥ 4)

surinamensis, Pentanemus quinquarius et *Rhinoptera bonasus* pour la saison des pluies et *Plectorhinchus macrolepis* et *Dasyatis margaritella* pour la saison chaude sèche. Il apparaît ainsi que la majorité des espèces, et en particulier les espèces estuariennes strictes, ont une période de reproduction très étalée (souvent entre 7 et 12 mois par an).

5.2.3.- Taille de première maturation sexuelle.

Pour bien cerner l'étalement de la gamme de taille dans laquelle la première maturation est susceptible d'intervenir, il est utile d'indiquer la longueur du plus petit individu mature (tabl. 5.3) ainsi que la taille à laquelle la quasi-totalité des individus observés est à un stade de maturation avancé.

Il est préférable d'utiliser la L95 plutôt que la L100 généralement décalée vers les grandes tailles du fait d'un petit nombre d'individus plus tardifs ou n'atteignant jamais la maturité sexuelle (Albaret et Legendre, 1985).

Les L50 et les L95 déterminées par la méthode graphique (Cf. section 5.1) sont consignées dans le tableau 5.4.

La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus par Kromer *et al.* (1994) et Dème *et al.* (1994) dans le Rio Buba, Diouf *et al.* (1994) dans les Iles Bijagos montre que d'une manière générale la L50 et la L95 sont toujours plus élevées au Sine-Saloum. Cette différence serait vraisemblablement liée à la richesse trophique plus élevée du Sine-Saloum (Dème *et al.*, 1994 ; Diouf *et al.*, 1994).

En ce qui concerne la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) aucune tendance générale ne peut être dégagée. En effet pour certaines espèces la L50 est plus élevée en Côte d'Ivoire (*L. falcipinnis* mâle 23 à 27 cm contre 22 cm au Sine-Saloum ; *Sarotherodon melanotheron* femelle 18 cm contre 14 cm...), pour d'autres les plus grandes valeurs de L50 sont enregistrées au Sine-Saloum. C'est le cas en particulier pour *Pseudotolithus elongatus* (29 cm et 28,5 cm respectivement pour la femelle et le mâle au Sine-Saloum contre 22,5 cm et 19 cm pour la lagune Ebrié), *Gerres nigri* (L50 mâle = 10,9 cm et femelle = 12,5 au Sine-Saloum contre respectivement 7,2 et 8,2 pour la lagune Ebrié). Pour *M. curema* mâle (21,1 cm) et *T. guineensis* femelle (16 cm), les L50 sont identiques dans les deux milieux.

L'évolution du pourcentage des individus matures en fonction de la taille (courbes ayant permis la détermination de la taille de première maturation sexuelle) chez les différentes espèces rencontrées au Sine-Saloum présente en général deux allures. Les espèces qui effectuent leur maturation sexuelle et leur reproduction dans l'estuaire ont d'une manière

Tableau 5.3.- Taille du plus petit mature pour plusieurs espèces dans l'estuaire du Sine-Saloum (F = femelle ; M = mâle)

Espèces	Taille du plus petit individu mature (cm)
Chloroscombrus chrysurus F	14,9
Scomberomorus tritor F	33
Scomberomorus tritor M	32,7
Ethmalosa fimbriata F	15,5
Ethmalosa fimbriata M	12,1
Galeoides decadactylus F	11,6
Galeoides decadactylus M	9
Gerres nigri F	8,2
Gerres nigri M	7
Ilisha africana F	12,2
Ilisha africana M	10,5
Liza dumerili F	14
Liza dumerili M	15
Liza falcipinnis F	17,8
Liza falcipinnis M	11,4
Liza grandisquamis F	13,9
Liza grandisquamis M	14,5
Mugil bananensis F	19
Mugil bananensis M	18
Mugil curema F	13
Mugil curema M	16
Pseudotolithus brachygnathus F	30,3
Pseudotolithus brachygnathus M	26
Pseudotolithus elongatus F	19,1
Pseudotolithus elongatus M	17,5
Pomadasys jubelini F	13,1
Pomadasys peroteti F	15,5
Pomadasys peroteti M	15,3
Monodactylus sebae F	8
Monodactylus sebae M	9,2
Sardinella maderensis F	12,2
Sardinella maderensis M	10,8
Sarotherodon melanotheron F	7,1
Sarotherodon melanotheron M	10,2
Tilapia guineensis F	9,3
Tilapia guineensis M	12
Trichiurus lepturus F	53

Tableau 5.4.- L50 et L95 des espèces du Sine-Saloum et dans le Rio Buba.
(F = femelle ; M = mâle).

ESPECES	SINE-SALOUM		RIO BUBA (Kromer *et al.*, 1994)	
	L50	L95	L50	L95
Chloroscombrus chrysurus F	15,8	18	11,2	12,8
Scomberomorus tritor F	34,1	38	33,5	36
Scomberomorus tritor M	33,1	39	32,2	40,3
Ethmalosa fimbriata F	18	19,5	15	17,7
Ethmalosa fimbriata M	17,5	20,7	14,4	18
Galeoides decadactylus F	15,5	18,6		
Gerres nigri F	12,5	17,6	10	14
Gerres nigri M	10,9	15,4	11	13
Ilisha africana F	13,6	17	13,4	
Liza dumerili F	23	27,2		
Liza dumerili M	17,8	22		
Liza falcipinnis F	21	24,9		
Liza falcipinnis F	21,9	25		
Liza grandisquamis F	21,2	25,6	17	
Liza grandisquamis M	18	23,1	14,4	19,5
Mugil bananensis F	21,2	22,8		
Mugil curema M	21,1			
Mugil curema F	21,1			
Pseudotolithus brachygnathus F	31	38		
Pseudotolithus brachygnathus M	27,5	32		
Pseudotolithus elongatus F	29	38		
Pseudotolithus elongatus M	28,5	37,5		
Pomadasys jubelini F	22	26		
Pomadasys jubelini M	21	24		
Pomadasys peroteti F	24	31,5		
Pomadasys peroteti M	22			
Monodactylus sebae F	10	11,6		
Monodactylus sebae M	9	10,6		
Sardinella maderensis F	17,6	18,6	12,2	15,7
Sardinella maderensis M	16,8	18,5	12,1	16,9
Sarotherodon melanotheron F	14	19,4	14,1	18,2
Tilapia guineensis F	16	22,4		
Tilapia guineensis M	16	22,4		
Trichiurus lepturus F	58	71		

générale une courbe d'aspect sigmoïde classique. Un exemple typique est celui de *G. nigri* (fig. 5.4 et 5.5). Il s'agit essentiellement d'espèces de la première colonne du Tableau 5.1.

Dans le deuxième cas, c'est-à-dire, quand les espèces débutent leur maturation dans l'estuaire puis vont se reproduire en mer ou quand l'espèce se reproduit à la fois dans l'estuaire et en mer, la courbe tend à prendre une forme en cloche, le sommet marquant le départ en mer des individus matures de grandes taille. *Mugil bananensis* constitue un exemple caractéristique de ce genre d'évolution (fig. 5.6 et 5.7).

5.3. Structure en taille.

Pour étudier la distribution spatiale et temporelle des différentes classes de taille (classe de 1 cm) dans l'estuaire, une analyse factorielle des correspondances a été réalisée sur les fréquences de taille (Persat et Chessel, 1989) toutes espèces confondues.

Les deux premiers axes qui extraient respectivement 43 % et 18 % de l'inertie totale ont été retenus pour l'interprétation.

L'axe 1 oppose les classes de taille 8 cm et 9 cm situées à droite du plan factoriel 1-2 (fig. 5. 8) aux classes 11 cm et 12 cm.

La projection des poids moyens des stations (fig. 5.9) montre un certain regroupement de ces dernières, signe d'une relative homogénéité de la structure des tailles dans les différentes stations.

En revanche, la projection des points moyens (fig. 5.10) des campagnes met en évidence une dispersion indicatrice de variabilité temporelle. Durant les campagnes 15 (octobre 1992), 18 (février 1993), 17 (décembre 1992), 19 (mai 1993) qui se situent sur la moitié droite du plan factoriel 1-2, la classe de taille 9 cm était fortement représentée comme le montre d'ailleurs la figure 5.11. Au cours de la campagne 7 (octobre 1991) qui se projette à l'emplacement de la classe de taille 8 cm, beaucoup d'individus de 8 cm ont été capturés.

A gauche du plan factoriel, les campagnes 8 (décembre 1991) et 9 (février 1992) ont une position proche de celle des classes de taille 11 cm et 10 cm ce qui veut dire que ces deux classes sont bien représentées dans les captures correspondant à ces sorties.

En examinant la figure 5.12, on se rend compte qu'en juillet 1991, toutes les stations, à l'exception de la 4 se regroupent, ce qui signifie qu'elles ont des structures en tailles qui se ressemblent. La figure 5.11 indique que cet ensemble de stations renferme surtout des individus de la classe 6 cm. En octobre 1991, la taille modale augmente et passe de 6 cm à 8 cm (fig. 5.11) ce qui explique le déplacement des stations vers la droite. En décembre 1991, il

Fig. 5.4.- Détermination graphique de la taille de première maturation sexuelle de *Gerres nigri* (mâles).

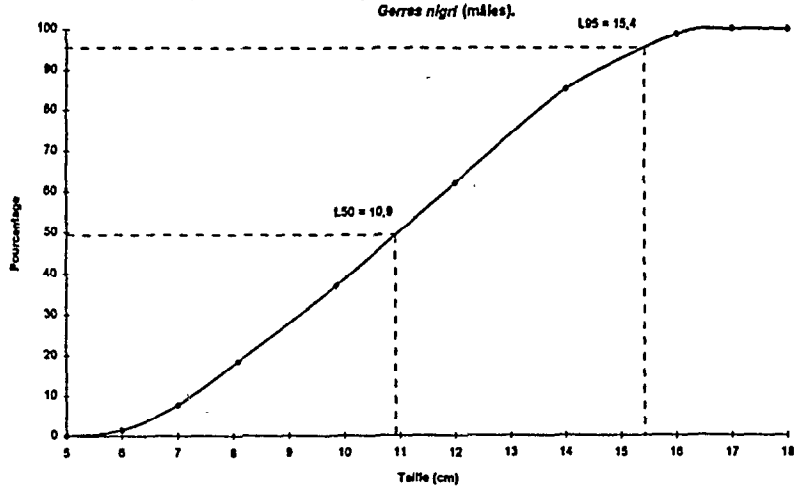


Fig. 5.5.- Détermination graphique de la taille de première maturation sexuelle de *Gerres nigri* (femelles)

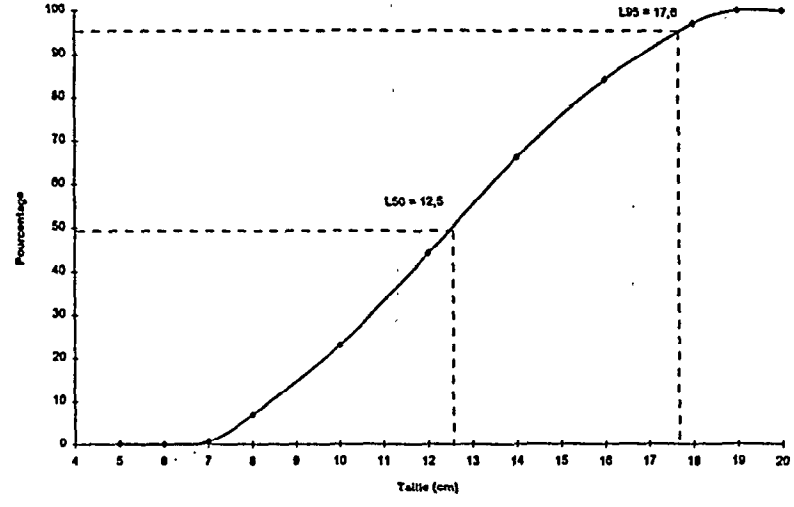


Fig. 5.6.- Détermination graphique de la taille de première maturité sexuelle de *Mugil bananensis* (mâles).

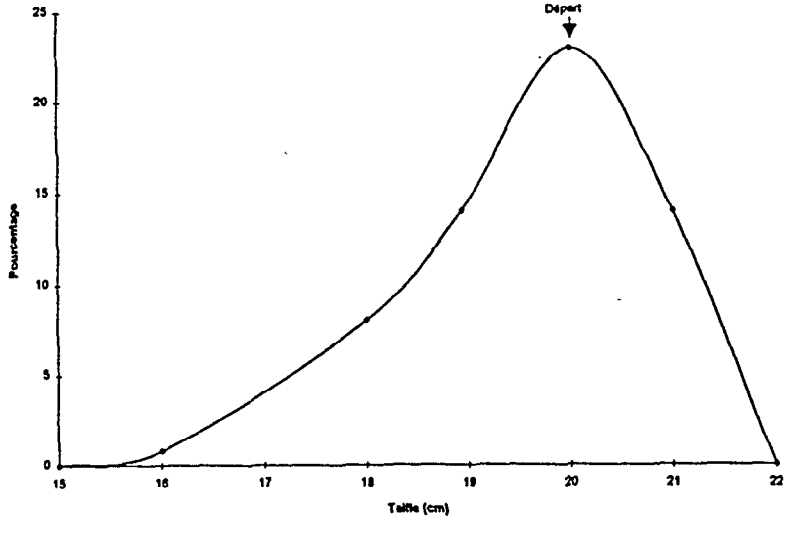
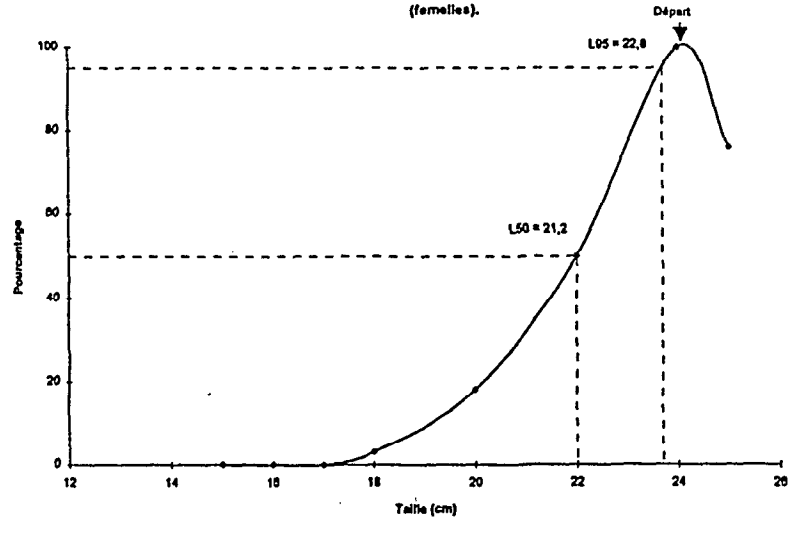


Fig. 5.7.- Détermination graphique de la taille de première maturation sexuelle de *Mugil bananensis* (femelles).



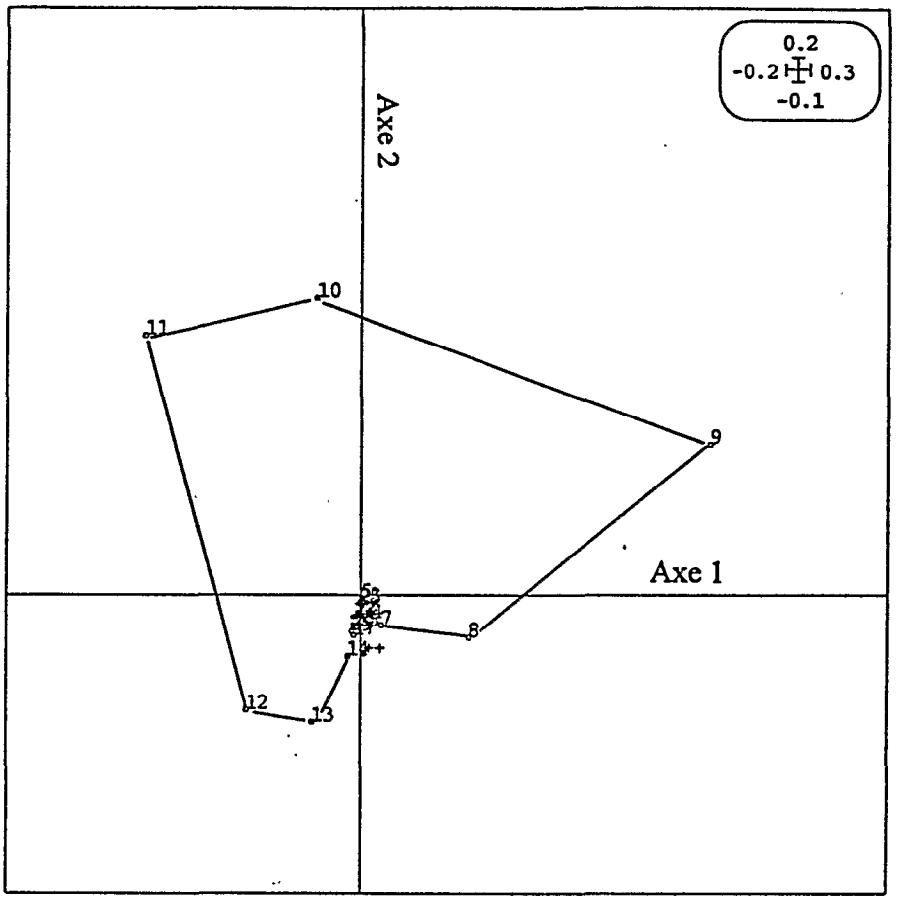


Fig. 5.8.- Analyse factorielle des correspondances des fréquences de taille (Les numéros correspondent à des classes de taille en cm ; l'encadré en haut à droite donne les valeurs extrêmes des coordonnées du plan).

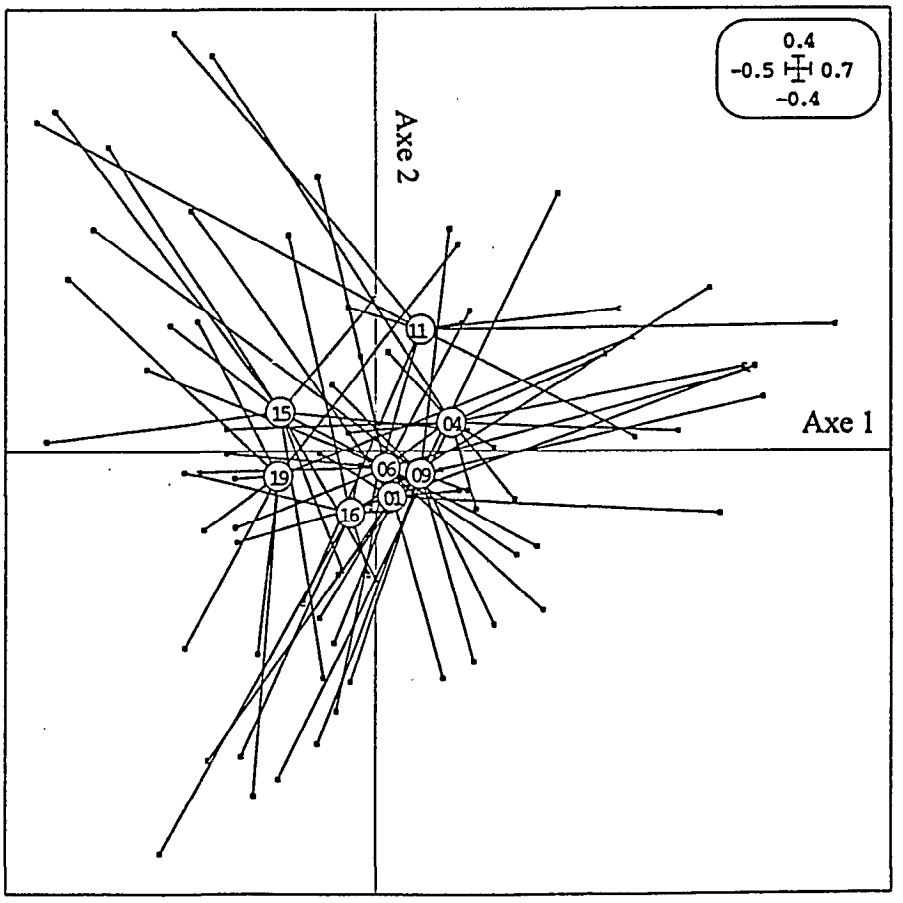


Fig 5.9.- Projection des poids moyens des stations sur le plan factoriel 1-2. (Les numéros encerclés correspondent aux poids moyens des stations ; chaque poids moyen de station est relié aux points qui permettent de calculer ses coordonnées par des droites).

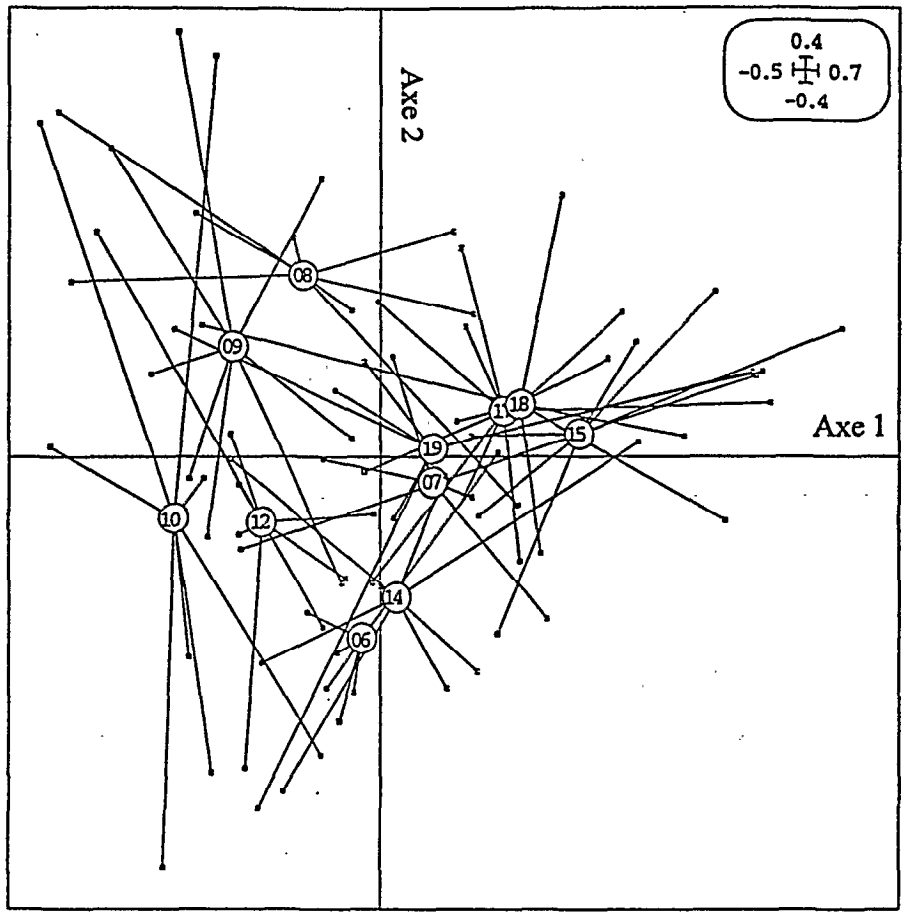


Fig 5.10.- Projection des poids moyens des campagnes sur le plan factoriel 1-2. (Les numéros encerclés correspondent aux poids moyens des campagnes ; chaque poids moyen de campagne est relié aux points qui permettent de calculer ses coordonnées par des droites).

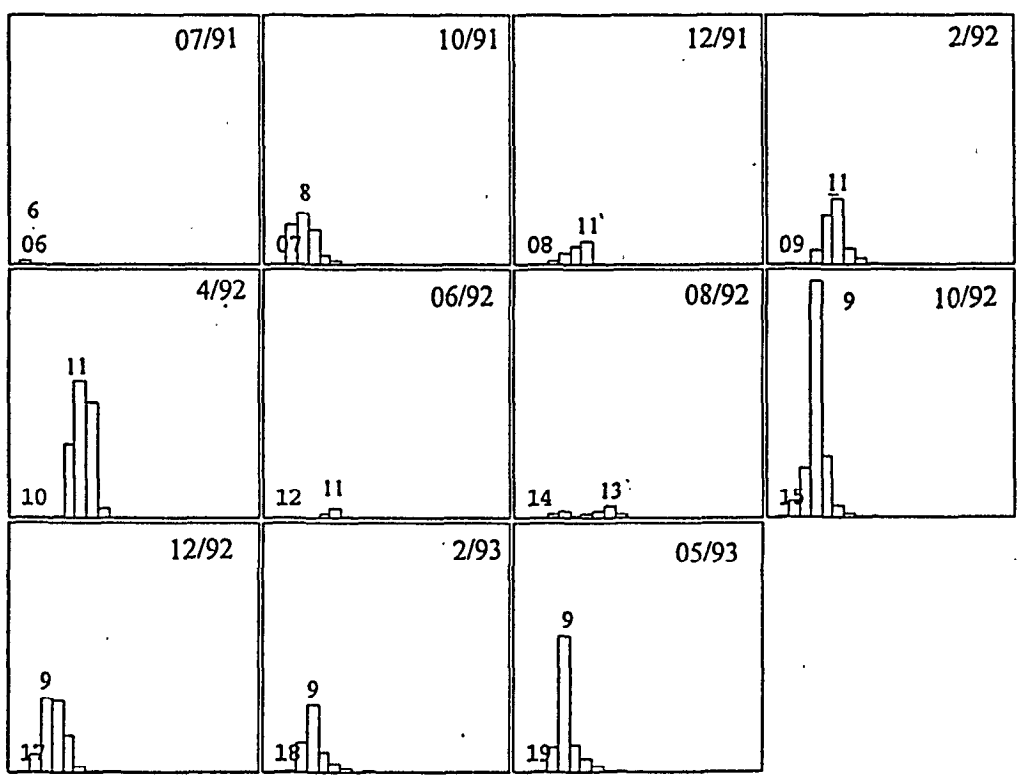


Fig. 5.11.- Structure en taille des différentes campagnes. (Le mois et l'année de la campagne sont mentionnés en haut à droite de chaque encadré, en bas à gauche se trouve le numéro de la campagne, la classe modale en cm est indiquée = chiffre au-dessus ou à côté du mode).

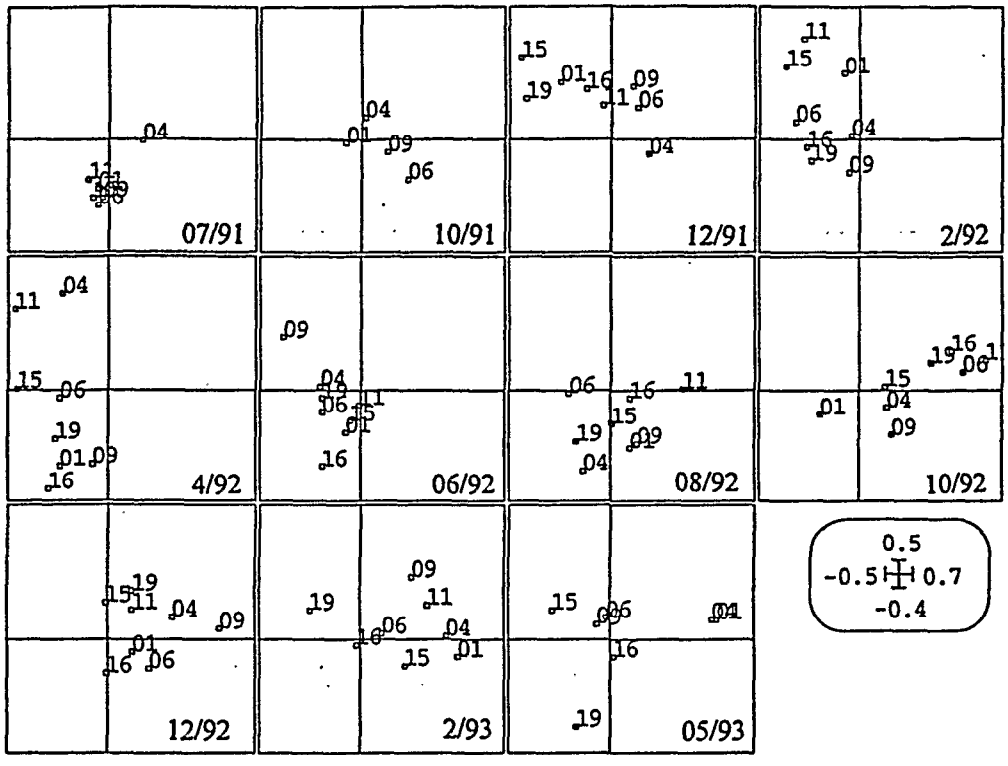


Fig. 5.12.- Projection des stations sur le plan factoriel 1-2 pour chaque campagne (Le mois et l'année de chaque campagne sont indiqués en bas à droite du plan factoriel, les numéros correspondent aux stations).

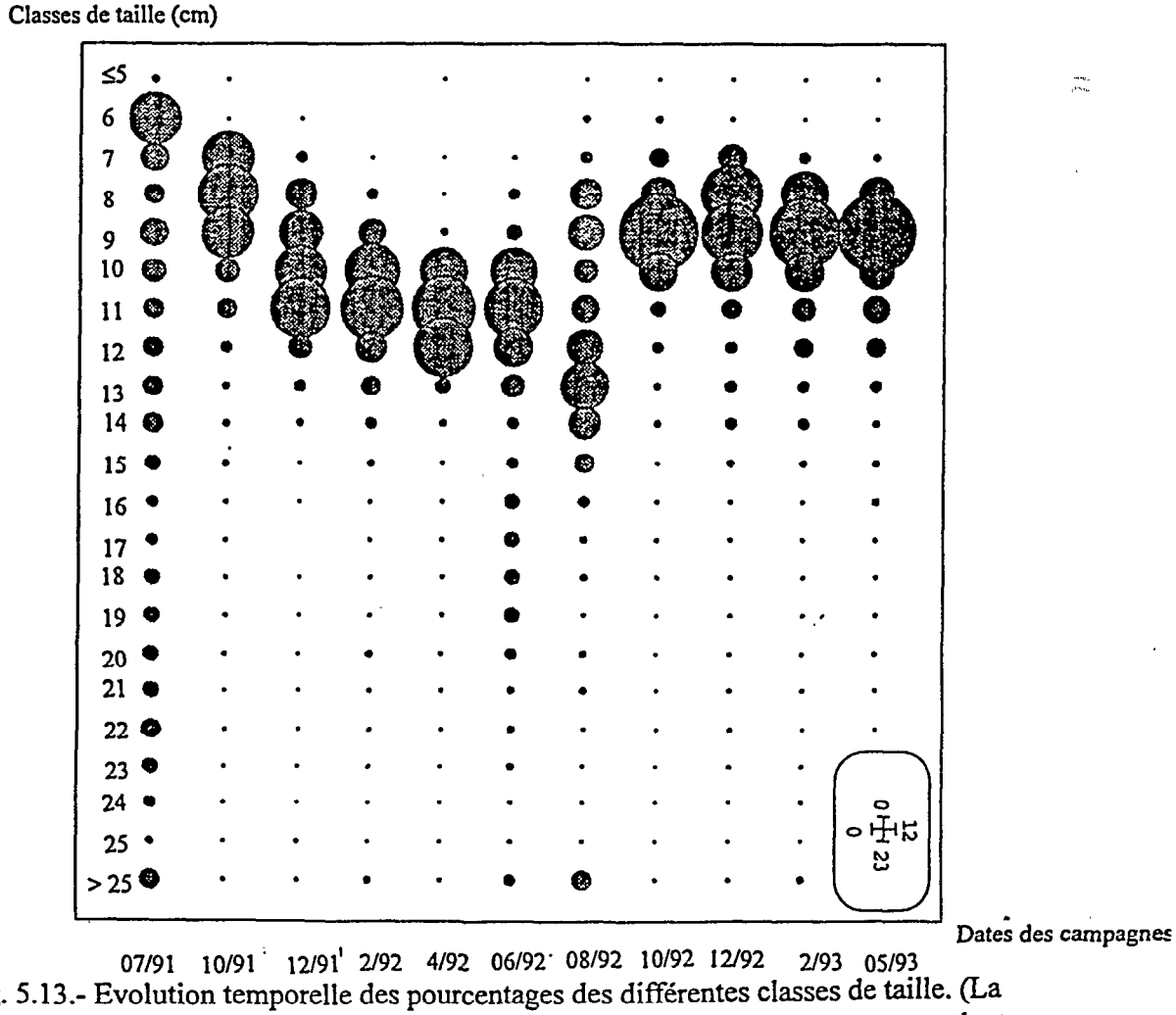


Fig. 5.13.- Evolution temporelle des pourcentages des différentes classes de taille. (La grosseur de chaque cercle est proportionnelle à l'abondance de la classe correspondante.

y a un glissement des stations vers le quart supérieur gauche du plan qui est caractéristique de la classe 11 cm. Cette tendance se renforce en février. En avril, les stations occupent de plus la moitié gauche ce qui signifie que les classes 10 cm, 11 cm et 12 cm doivent être relativement bien représentées. Tout se passe comme si de juillet 1991 à avril 1992, il y avait une croissance générale des peuplements passant de la classe modale 6 cm en juillet à la classe modale 11 cm en avril avec en plus une forte proportion d'éléments des classes 10 cm et 12 cm. Ce phénomène devient très net quand on examine la figure 5.13.

En juin 1992, on note une réduction de la taille moyenne des individus ce qui explique le regroupement des stations vers le centre du plan factoriel où se projettent les petites tailles. Cette réduction de la taille s'explique vraisemblablement par une émigration en mer des classes les plus grandes. En 1992, la croissance générale des peuplements semble moins bonne qu'en 1991 (fig. 5.13). Ceci est à mettre en relation avec la faible pluviométrie de l'année 1992 (une des deux années les moins pluvieuses des cinq dernières décennies) qui a fortement réduit l'effet bénéfique de la pluie (réduction de la salinité et enrichissement du milieu).

L'examen des structures en tailles établies pour chacune des espèces capturées dans l'estuaire permet de distinguer :

- des populations unimodales, parfois très abondantes, constituées surtout de formes juvéniles (fig. 5.14). Il s'agit essentiellement de formes juvéniles d'espèces marines utilisant l'estuaire comme nourricerie.

- des populations constituées de formes juvéniles, de préadultes et de jeunes reproducteurs, les gros individus étant absents ou rares (fig. 5.15). Ce groupe renferme des espèces se reproduisant dans l'estuaire et en mer, les individus les plus âgés émigrant en milieu marin.

- des populations également plurimodales comprenant toutes les écophases de l'espèce (fig. 5.16). Ce sont les espèces estuariennes strictes qui forment l'essentiel de cette catégorie.

Les structures en tailles des espèces de l'estuaire du Sine-Saloum semblent indiquer une forte prédominance des écophases juvéniles dans ce milieu. Pour confirmer ceci, le pourcentage de juvéniles pour les principales espèces a été calculé (tabl. 5.5). Il apparaît que sur les 64 espèces du tabl. 5.5, le pourcentage des juvéniles est supérieur ou égal à 80 % pour 40 espèces (soit 62 % du nombre des espèces). Pour vingt-neuf espèces (soit 45 % du nombre

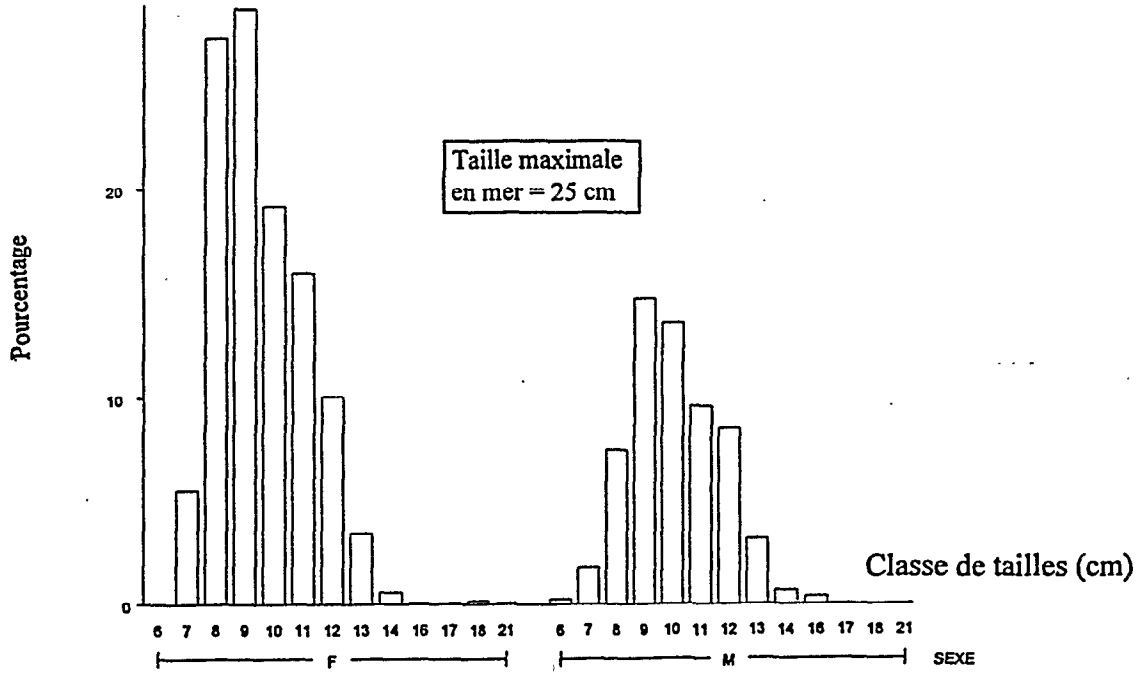


Fig. 5.14.- Structure en taille de *Eucinostomus melanopterus* (males =M et femelles = F).

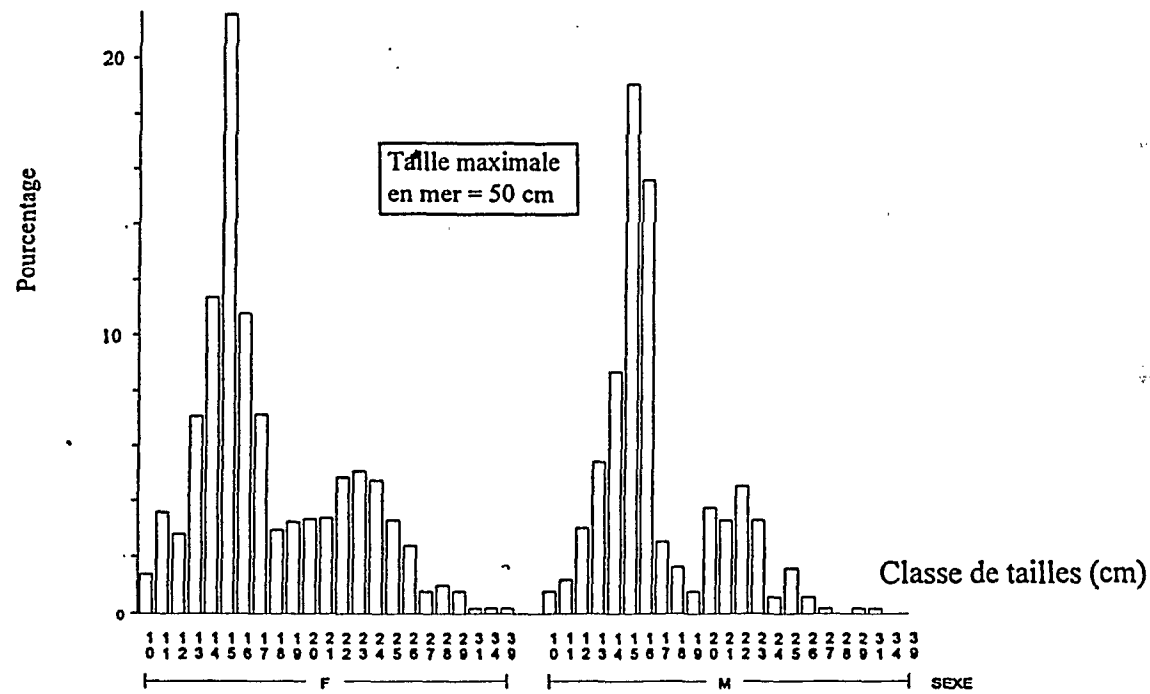


Fig. 5.15.- Structure en taille de *Pomadasys peroteti* (males =M et femelles = F).

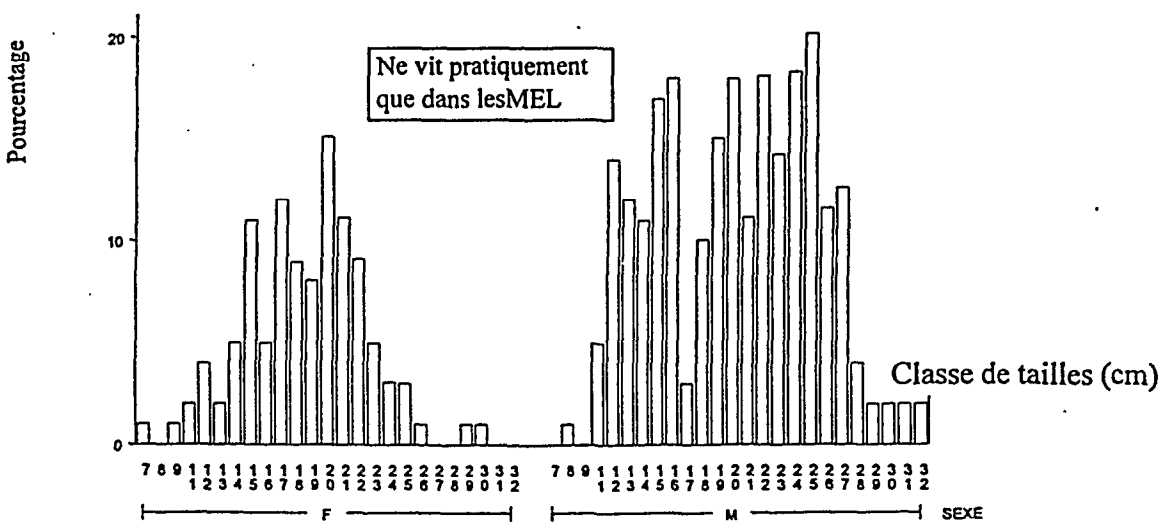


Fig. 5.16.- Structure en taille de *Tilapia guineensis* (males =M et femelles = F).

Tabl. 5.5.- Pourcentage (effectif) de juvéniles pour les principales espèces de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum.

Espèces	Codes	Pourcentage de de l'effectif des juvéniles	Effectif toutes écophases confondues	Biomasse toutes écophases confondues
Acanthurus monroviae	AMO	100	5	569
Antennarius pardalis	APA	100	23	4434
Argyrosomus regius	ARE	100	28	1064
Arius heudeloti	AHE	86	8	1799
Arius latiscutatus	AGA	93	95	28788
Arius parkii	ARP	71	33	8817
Batrachoides liberiensis	BLI	61	24	4614
Brachydeuterus auritus	BAU	99	10241	123959
Caranx hippos	CHI	94	47	4839
Caranx senegallus	CAS	63	31	7107
Chaetodipterus goreensis	CHG	100	4	82
Chaetodipterus lippei	CLI	94	25	3300
Chloroscombrus chrysurus	CHL	96	5857	101309
Citarichthys stampfli	CST	100	67	894
Cynoglossus senegalensis	CYS	67	104	23245
Dasyatis margarita	DMA	80	63	44739
Dasyatis margaritella	DAM	50	48	13320
Decapterus rhonchus	CRH	100	28	799
Diplodus bellotti	DBE	100	12	251
Drepane africana	DAF	40	116	38831
Elops lacerta	ELA	100	207	27075
Elops senegalensis	ELS	100	14	4170
Ephippion guttiferum	EGU	28	73	108348
Epinephelus aeneus	EAE	100 (pas de mâle)	39	8107
Ethmalosa fimbriata	EFI	98	29329	518651
Eucinostomus melanopterus	GME	99	4526	80026
Galeoides decadactylus	GDE	74	2617	107839
Gerres nigri	GNI	44	9183	330954
Hemiramphus brasiliensis	HBR	36	42	2610
Ilisha africana	IAF	74	13505	233758
Lichia amia	LAM	100	18	1958
Liza dumerili	LDU	55	3042	242497
Liza falcipinnis	LFA	72	738	54247
Liza grandisquamis	LGR	32	1409	157243
Monodactylus sebae	PSB	23	165	7920
Mugil bananensis	MBA	88	355	34060
Mugil cephalus	MCE	100	75	11525
Mugil curema	MCU	67	755	83201
Plectorhinchus macrolepis	PLM	59	42	32676
Polydactylus quadrifilis	POQ	100	18	9265
Pomadasys incisus	PIN	100	117	4304
Pomadasys jubelini	PJU	45	994	30143
Pomadasys peroteti	PPE	92	2181	140128
Psettodes belcheri	PBE	80	27	6882
Pseudotolithus brachygnathus	PBR	73	289	49217
Pseudotolithus elongatus	PEL	84	1894	254505
Pseudotolithus senegalensis	PSN	100	13	1086
Pseudotolithus typus	PTY	100	41	10911
Pseudupeneus prayensis	PPR	100	3	111
Pteroscion peli	PTP	100	93	2047
Rhinobatos cemiculus	RCE	60	30	25817
Rhinoptera bonasus	RBO	50	2	29500
Sardinella aurita	SAU	100	120	780
Sardinella maderensis	SEB	99	79958	1301039
Sarotherodon melanotheron	SME	69	1869	91342
Scomberomorus tritor	CTR	96	246	36965
Scorpaena scrofa	SCS	100	6	70
Selene dorsalis	VSE	100	7	51
Sphyraena afra	SPI	86	21	12256
Sphyraena guachancho	SGU	94	24	3387
Synaptura cadenati	SCA	100	7	782
Tilapia guineensis	TGU	45	464	79174
Torpedo marmorata	TOM	100	4	330
Trachinotus teraia	TFA	20	6	14009
Trichiurus lepturus	TLE	47	52	13689

des espèces), les formes adultes sont absentes (ex : *Pseudotolithus senegalensis, Pseudotolithus typus, Epinephelus aenus, Elops lacerta, Elops senegalensis, Lichia amia* ...) ou très rares (ex : *Scomberomorus tritor, Eucinostomus melanopterus*...). Toutes espèces confondues, le pourcentage de juvéniles (en effectif) dans l'estuaire du Sine-Saloum est de 85 %. Tout ceci indique de manière très nette que l'estuaire du Sine-Saloum, joue le rôle de nourricerie pour un certain nombre d'espèces côtières.

5.4.- Régimes alimentaires.

5.4.1.- Composition

Le régime alimentaire de vingt-sept espèces, choisies pour leur importance économique et/ou écologique, a été étudié de manière relativement détaillée (tabl. 5.6). En tenant compte de la composante majeure du bol alimentaire et/ou de la spécificité d'un type d'aliment régulièrement consommé, plusieurs catégories trophiques ont été distinguées :

- les prédateurs mixtes qui consomment une large gamme de proies de taille relativement élevée (des poissons, de gros crustacés, des mollusques, des annélides) sans qu'il y ait un type d'aliment qui soit très largement dominant (fréquence d'occurrence de chacune des catégories alimentaires presque toujours inférieure à 70 %). A ce groupe appartiennent *Pomadasys jubelini, Pomadasys peroteti, Pseudotolithus brachygnathus, Caranx senegallus, Caranx hippos, Arius heudeloti, Arius parkii*...

- les ichtyophages qui exercent une prédation essentiellement sur les poissons (occurrence des poissons dans le régime alimentaire supérieure à 70 % et absence ou faible occurrence des autres catégories alimentaires). Il s'agit essentiellement de *Sphyraena afra, Sphyraena guachancho, Elops lacerta, Scomberomorus tritor, Epinephelus aenus, Lichia amia, trichiurus lepturus, Hemichromis fasciatus*...

- les malacophages qui se nourrissent essentiellement de bivalves et de gastéropodes : *Cynoglossus senegalensis, Drepane africana, Gerres nigri, Ephippion guttiferum, Trachinotus teraia*...

- les filtreurs à tendance zooplanctonophage. L'exemple le plus caractéristique au Sine-Saloum est *Brachydeuterus auritus*.

- les filtreurs à tendance microphytophages. Cet ensemble comprend essentiellement *Ethmalosa fimbriata* et *Sardinella maderensis*. D'une manière générale, la prédominance de microphytes ou de zooplancton dans l'alimentation de *Sardinella maderensis* dans un

Tableau 5.6.- Pourcentage d'occurrence de différentes proies dans les contenus stomacaux de 27 espèces de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum.

PROIES / ESPECES	POISSONS			MOLLUSQUES			CRUSTACES		ANNELIDES	ZOOPLANCTON						PHYTOPLANCTON				SABLE
	Oeufs	Juvéniles	Adultes	Bivalves	Céphalopodes	Gastéropodes	Crevettes	Crabes	POLYCHETES	Copépodes	Ostracodes	Amphipodes	Mysidacés	Larves de Décapodes	Larves de Mollusques	Diatomées	Dinoflagellés	Chlorophycées	DETRITUS	VASE
Arius latiscutatus (N = 20)		72	7	14			21	21												
Tilapia guineensis (N = 54)				4			6			18		7	26	30		98	6	83	100	100
Sarotherodon melanotheron (N = 113)				4						5	8					97	12	44	96	100
Hemichromis fasciatus (N = 6)		83					33	17												
Ethmalosa fimbriata (N = 156)										8		1			1	96	40		12	
Sardinella maderensis (N = 161)	16									76		19		9	13	95	30	33	1	
Cynoglossus senegalensis (N = 12)		17		83			25	17												
Elops lacerta (N = 52)		92		4	4		10						6							
Drepane africana (N = 10)	20			80			20	20	30	30						50			40	
Gerres nigri (N = 142)	1	5		84		69	5			21	15				24				10	28
Eucinostomus melanopterus (N = 98)				20		41	69			32	41									24
Pomadasys jubelini (N = 48)		12				4	56	17	27	25		31		31					23	
Mugil bananensis (N = 88)																93	19	50	63	99
Mugil cephalus (N = 96)											18					87	16	40	60	98
Mugil curema (N = 64)																96	23	62	75	100
Liza falcipinnis (N = 85)									14	29						98	14	53	80	98
Liza grandisquamis (101)	47										13					96	18	32	76	100
Liza dumerili (N = 98)																100	21	80		
Galeoides decadactylus (N = 92)		9					69		25	25		31		31					23	
Ilisha africana (N = 125)		10					42		23	59		66		18	12			28	26	
Pseudotolithus brachygnathus (N = 10)		40					60	10												
Pseudotolithus elongatus (N = 84)		86					33													
Scomberomorus tritor (N = 45)		87	22																	
Epinephelus aeneus (N = 6)		83	17																	
Sphyraena afra (N = 7)		71	43																	
Sphyraena guachancho (N = 9)		89	11																	
Ephippion guttiferum (N = 20)		10	20	75			15	10												

écosystème donné semble lié à la disponibilité de l'un ou l'autre des aliments (Nieland, 1982, Diouf, 1991b). C'est ainsi que durant la saison d'upwelling, période d'abondance du phytoplancton sur les côtes sénégalaises, l'alimentation des sardinelles est dominée par les microphytes au sud du Cap-Vert (Sénégal) alors qu'en dehors de cette période, le zooplancton est dominant (Nieland, 1980 ; Médina-Gaertner, 1985).

- les détritivores : Cette catégorie trophique renferme les mulets et les tilapias au sens large. En plus des détritus, ces poissons utilisent régulièrement et abondamment les microphytes.

En plus de l'étude détaillée du régime alimentaire des vingt-sept espèces mentionnées plus haut, la composition qualitative du bol alimentaire de trente-huit autres espèces a été déterminée (tabl. 5.7).

Sur l'ensemble de ces soixante-quatre espèces (qui représentent 99, 6 % des effectifs et 97 % de la biomasse des captures totales pendant l'étude) dont la composition qualitative du régime alimentaire est connue, les poissons, les crevettes, les détritus et le phytoplancton qui interviennent respectivement dans 75 %, 74 %, 35 % et 26 % des régimes alimentaires sont les aliments les plus fréquemment consommés.

En ce qui concerne les poissons, la prédation s'exerce surtout sur les formes juvéniles et les adultes des espèces de petite taille. A ce titre, les juvéniles de *S. maderensis*, d'*Ethmalosa fimbriata* et d'*Ilisha africana* ainsi que les adultes des Gobiidae jouent le rôle de « poisson fourrage » pour les carnassiers tels que *Scomberomorus tritor*, *Sphyraena afra* et *Elops lacerta, Lichia amia, Epinephelus aenus...*

Les crevettes relativement abondantes dans le Sine-Saloum constituent une des principales proies des prédateurs mixtes. Elles interviennent également dans le bol alimentaire de presque tous les ichtyophages.

Les détritus, originaires le plus souvent des palétuviers, sont surtout consommés par les mulets et les tilapias au sens large. Plus que les détritus eux-mêmes, ce sont les micro-organismes qui leur sont associés qui constituent la principale source alimentaire (Day and Yanez-Arancibia, 1982 ; Fenchel, 1971).

Les microphytes les plus fréquemment consommés sont les Diatomées suivies des Chlorophycées. L'occurrence des Diatomées chez les filtreurs à tendance microphytophage est généralement proche de100 % (tabl. 5.6).

Tableau. 5.7.- Régime alimentaire des principales espèces de l'estuaire du Sine-Saloum. (PSN = poisson ; CRV = crevette ; CRB = crabe ; GST = Gastéropode ; LML = Lamellibranche ; CPL = Céphalopode ; ANN = Annélide ; ZPL = zooplancton ; PHT = phytoplancton ; DET = *détritus* ; SBL = *grains de sable* ; + *signifie* que l'espèce consomme la proie correspondante).

PROIES / ESPECES	PSN	CRV	CRB	GS	LML	CPL	ANN	ZPL	PHT	DET	SBL
Acanthurus monroviae								+	+	+	
Albula vulpes	+	+	+			+	+		+		+
Antennarius pardalis	+	+									
Arius heudeloti	+	+	+					+			
Arius latiscutatus	+	+	+		+			+		+	
Arius parkii	+	+									
Batrachoides liberiensis	+	+									
Brachydeuterus auritus								+	+	+	
Caranx hippos	+	+	+								
Caranx senegallus	+	+	+								
Chloroscombrus chrysurus	+					+		+		+	
Citarichthys stampfli	+	+	+								
Cynoglossus senegalensis	+	+	+		+						
Dasyatis margarita		+	+		+		+				
Drepane africana	oeufs	+	+		+		+		+	+	
Elops lacerta	+	+									
Elops senegalensis	+	+									
Ephippion guttiferum	+	+	+		+						
Epinephelus aeneus	+	+									
Ethmalosa fimbriata							+	+	+	+	+
Eucinostomus melanopterus	+	+		+	+			+		+	
Galeoides decadactylus	+	+	+				+	+		+	
Gerres nigri	+	+		+	+			+	+	+	+
Gymnura altavela	+	+									
Gymnura micrura	+	+									
Hemichromis fasciatus	+	+	+								
Ilisha africana	+	+					+	+	+	+	
Lagocephalus laevigatus	+	+									
Liza bandialensis											
Liza dumerili								+	+	+	+
Liza falcipinnis								+	+	+	+
Liza grandisquamis	oeufs							+	+	+	+
Monodactylus sebae	+	+						+			
Mugil bananensis									+	+	+
Mugil cephalus								+	+	+	+
Mugil curema									+	+	+
Pellonula leonensis	+	+								+	
Pentanemus quinquarius	+	+									
Pomadasys jubelini	+	+	+	+	+		+	+		+	
Pomadasys peroteti	+	+	+	+	+		+	+		+	
Porogobius schegelii	+				+				+	+	+
Psettodes belcheri	+	+									
Pseudotolithus brachygnathus	+	+	+								
Pseudotolithus elongatus	+	+									
Pseudotolithus senegalensis	+	+	+								
Pseudotolithus typus	+	+	+								
Pteroscion peli	+	+				+	+				
Rhinobatos albomaculatus	+	+									
Rhinobatos cemiculus	+	+									
Sardinella maderensis	oeufs							+	+	+	
Sarotherodon melanotheron					+			+	+	+	+
Scomberomorus tritor	+										
Scorpaena maderensis	+	+									
Scorpaena scrofa	+	+									
Selene dorsalis	+	+									
Sphyraena afra	+	+									
Sphyraena guachancho	+	+									
Strongylura senegalensis	+										
Tilapia guineensis		+			+			+	+	+	+
Trachinotus ovatus	+	+	+		+						
Trachinotus teraia	+	+	+		+						
Trichiurus lepturus	+	+									
Tylosurus acus rafale	+	+									
Tylosurus crocodilus	+	+									

Le zooplancton et les crabes qui entrent respectivement dans 31 % et 29 % des bols alimentaires constituent également des aliments importants. Les zooplanctontes les plus consommés sont les Copépodes. Chez *Sardinella maderensis*, dont l'alimentation est dominée dans l'estuaire du Sine-Saloum par les microphytes, le zooplancton (surtout les Copépodes) est également fortement consommé (76 % d'occurrence). Pour les crabes comme pour les poissons, ce sont les formes juvéniles qui sont surtout soumises à la prédation.

5.4.2.- Variations spatiales et saisonnières des structures trophiques.

L'examen de la figure 5.17 met en évidence une certaine ressemblance des structures trophiques en nombre d'espèces dans le Bandiala (zone 1, 2 et 3), le Diomboss (zone 4) et la partie aval du Saloum (zone 5 et 6) (Cf. fig. 3.2). En effet dans ces parties de l'estuaire, le nombre d'espèces de prédateurs mixtes est toujours largement dominant (60 à 65 %). Dans le Bandiala et le Diomboss, les ichtyophages occupent la deuxième place en ce qui concerne le nombre d'espèces. Dans la partie aval du Saloum (zone 5 et 6), cette seconde place est partagée avec les détritivores.

La structure trophique des biefs amont du Saloum (zone 7 et 8) se caractérise, par rapport au reste du Sine-Saloum, par une réduction de la proportion d'espèces de prédateurs mixtes et une augmentation de celle des détritivores.

En ce qui concerne les structures trophiques en effectif (fig. 5.18), les filtreurs à tendance microphytophage, qui du point de vue nombre d'espèces sont faiblement représentés (4 à 12 %), constituent la catégorie trophique dominante sur l'ensemble du complexe estuarien. Cette prééminence est toutefois moins forte dans les zones proches des embouchures (zone 1, 4 et 5) où les prédateurs mixtes, les zooplanctonophages et les malacophages (uniquement pour la zone 5) sont en nombre non négligeable. En effet, alors que partout ailleurs le pourcentage de filtreurs à tendance microphytophage est supérieur ou égal à 76 %, dans les zones adjacentes à la mer il n'est plus que de 40 à 63 %.

En ce qui concerne les variations saisonnières, les structures trophiques dans le Bandiala varient très peu ; ceci aussi bien pour le nombre d'espèces que pour l'abondance. Dans ce bras principal, les prédateurs mixtes sont en toutes saisons majoritaires au niveau spécifique, viennent ensuite les ichtyophages ou les détritivores. Ces deux dernières catégories alimentaires ont généralement des pourcentages assez proches (fig. 5.19). Au niveau des effectifs (fig. 5.20), les modifications des structures trophiques dans le Bandiala sont également faibles : les phytoplanctonophages sont dominants toute l'année. Les seules

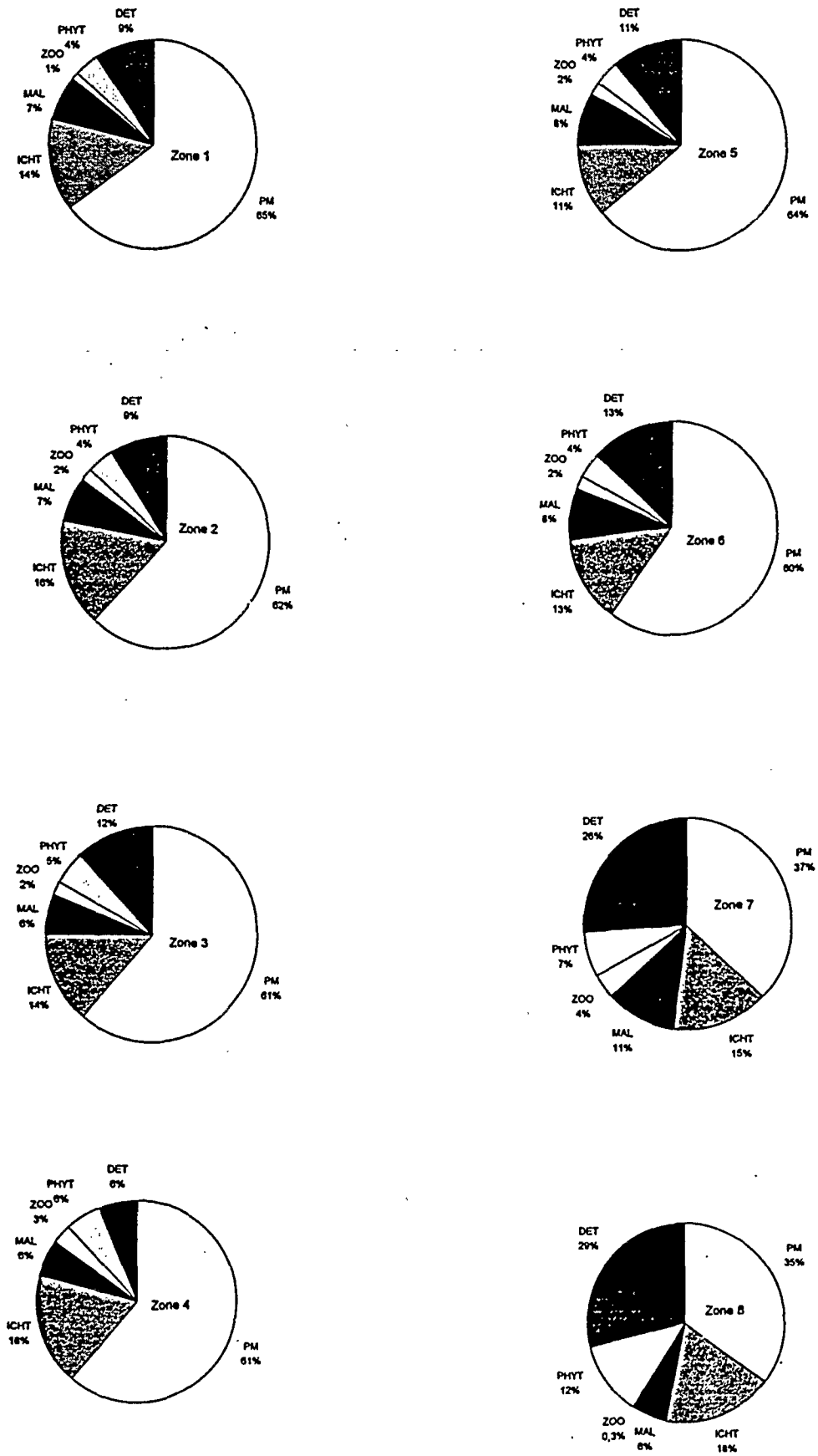


Fig. 5.17.- Variations spatiales de la structure trophique en nombre d'espèces dans l'estuaire du Sine-Saloum.(DET = détritivores, PHYT = filtreurs à tendance microphytophage, ZOO = filtreurs à tendance zooplanctonophage, MAL = malacophages, ICHT = ichtyophages, PM = prédateurs mixtes)

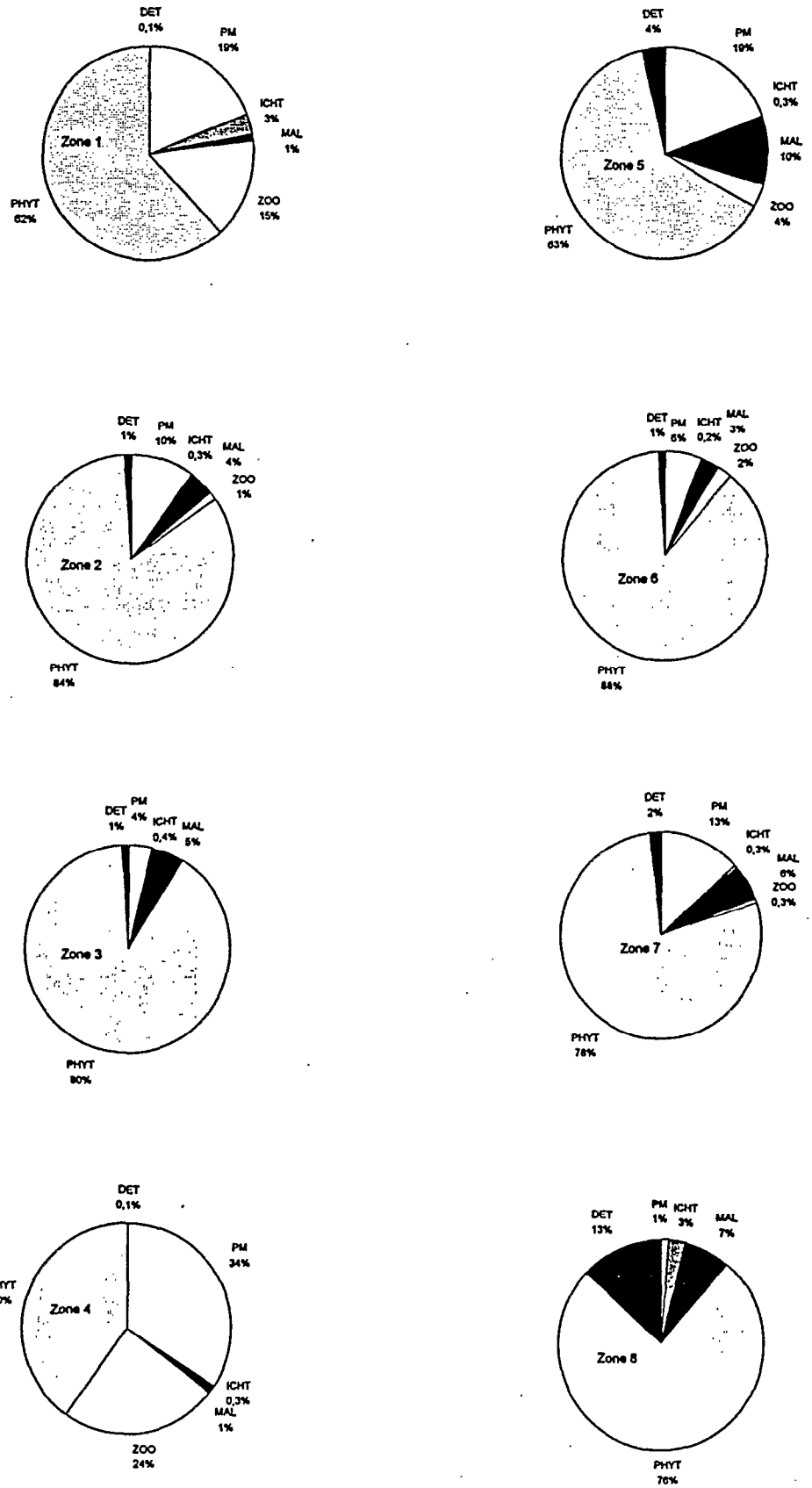


Fig. 5.18.- Variations spatiales de la structure trophique en effectif dans l'estuaire du Sine-Saloum.(DET = détritivores, PHYT = filtreurs à tendance microphytophage, ZOO = filtreurs à tendance zooplanctonophage, MAL = malacophages, ICHT = ichtyophages, PM = prédateurs mixtes)

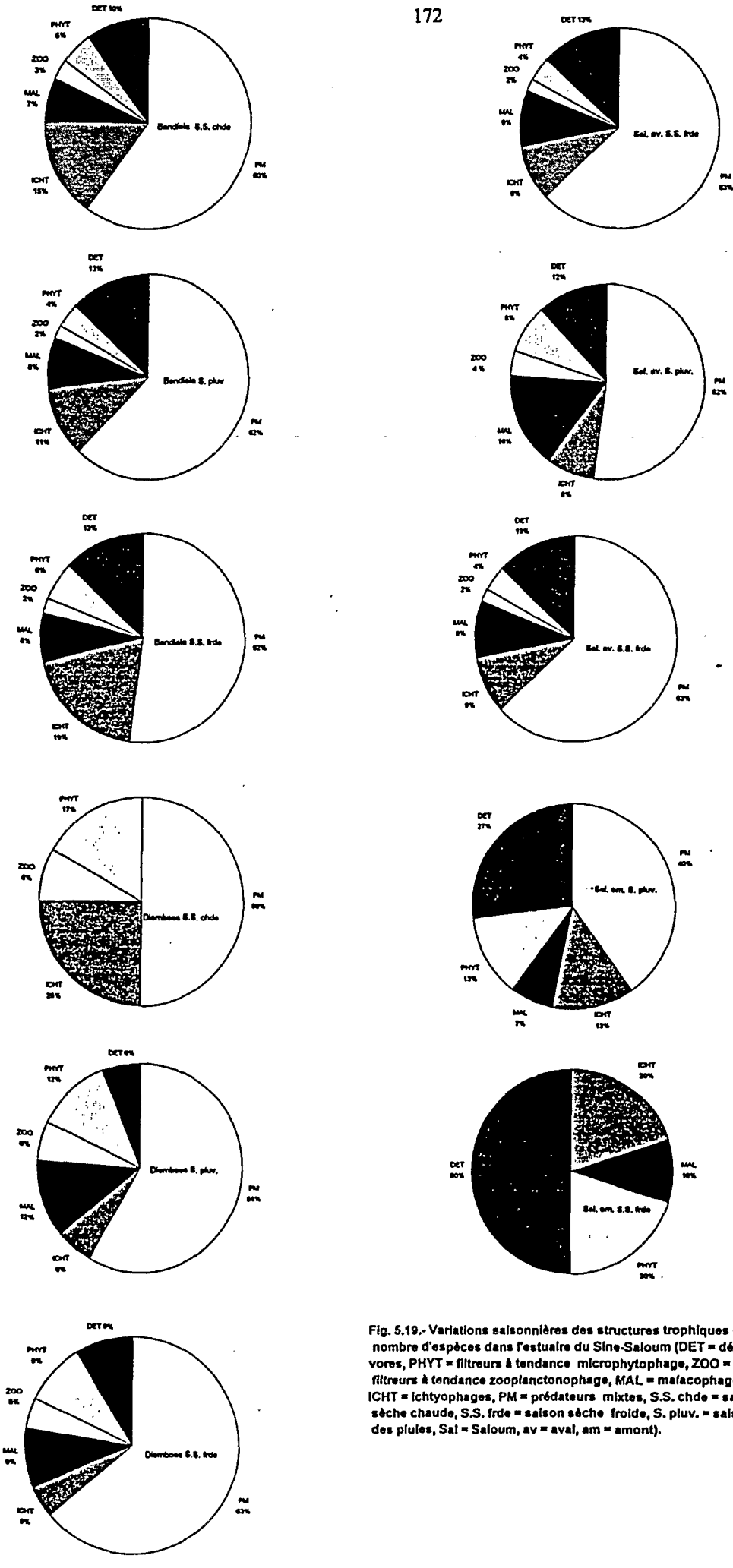


Fig. 5.19.- Variations saisonnières des structures trophiques en nombre d'espèces dans l'estuaire du Sine-Saloum (DET = détritivores, PHYT = filtreurs à tendance microphytophage, ZOO = filtreurs à tendance zooplanctonophage, MAL = malacophages, ICHT = ichtyophages, PM = prédateurs mixtes, S.S. chde = saison sèche chaude, S.S. frde = saison sèche froide, S. pluv. = saison des pluies, Sal = Saloum, av = aval, am = amont).

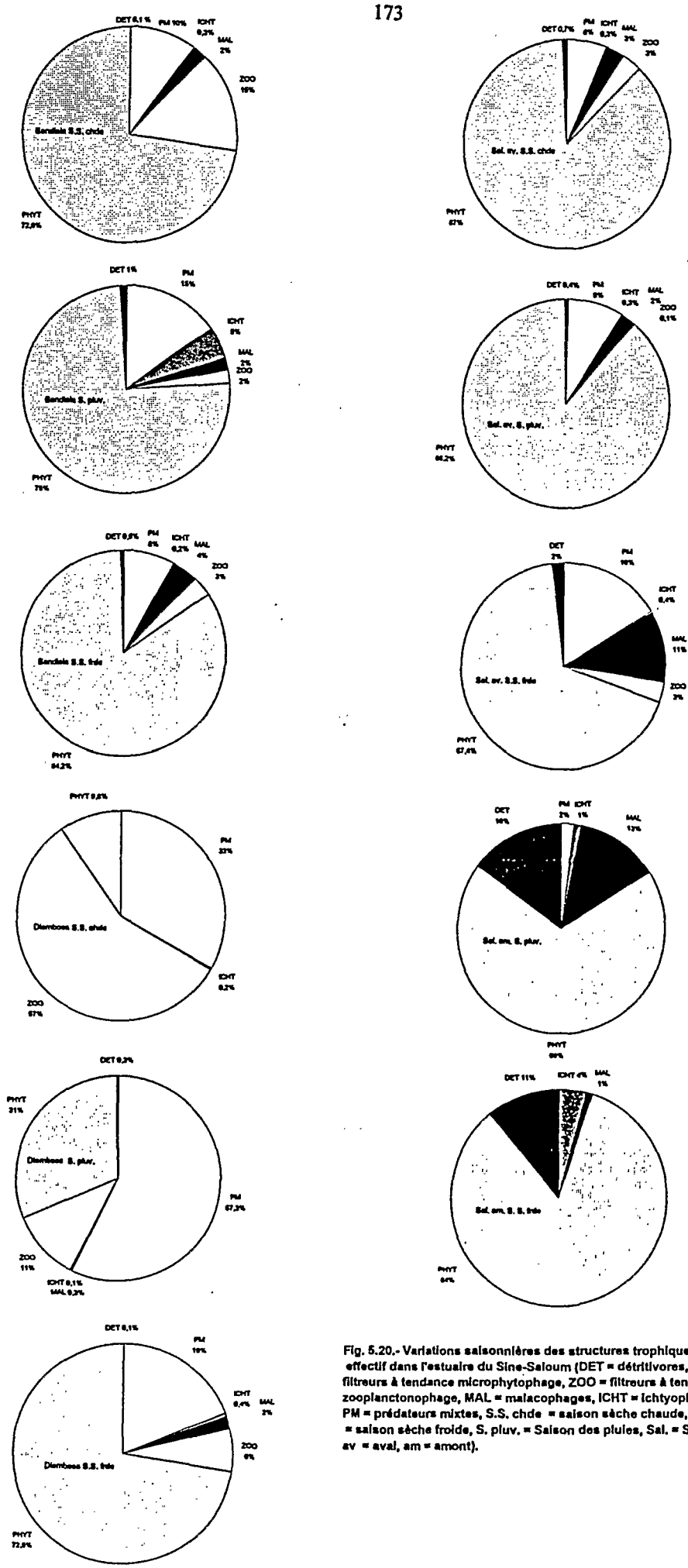


Fig. 5.20.- Variations saisonnières des structures trophiques en effectif dans l'estuaire du Sine-Saloum (DET = détritivores, PHYT = filtreurs à tendance microphytophage, ZOO = filtreurs à tendance zooplanctonophage, MAL = malacophages, ICHT = ichtyophages, PM = prédateurs mixtes, S.S. chde = saison sèche chaude, S.S. frde = saison sèche froide, S. pluv. = Saison des pluies, Sal. = Saloum, av = aval, am = amont).

différences notables entre les saisons sont l'augmentation des zooplanctonophages en saison sèche (due essentiellement à l'abondance de *Brachideuterus auritus*) et des ichtyophages en saison des pluies (qui profitent de l'abondance des juvéniles durant cette période de l'année (section 5.2)).

Dans le Diomboss, les structures trophiques en nombre d'espèces de la saison pluvieuse et de la saison sèche froide sont très proches. En saison sèche chaude, on note une réduction de la richesse spécifique globale au niveau du Diomboss qui affecte surtout les espèces malacophages, détritivores et les prédateurs mixtes. Les ichtyophages *Sphyraena afra* et *S. guachancho* qui sont surtout abondants à l'embouchure du Diomboss contribuent à augmenter le pourcentage du nombre de piscivores.

Pour ce qui est des effectifs, le Diomboss présente comparativement au Bandiala de grandes variations saisonnières. En saison sèche chaude, ce sont les zooplanctonophages qui dominent, en saison pluvieuse les prédateurs mixtes et en saison froide les filtreurs à tendance microphytophage. Cette forte variabilité des structures trophiques dans le Diomboss est à mettre en relation avec l'influence marine.

Dans la partie aval du Saloum, les structures trophiques en nombre d'espèces présentent peu de variations (fig. 5.19). Par ailleurs, elles sont très proches de celles du Bandiala.

Au niveau des effectifs (fig. 5.20), ce sont les filtreurs à tendance microphytophage qui dominent à toutes les saisons comme dans le cas du Bandiala.

Dans le Saloum amont (station 28 et 31), les fortes salinités font disparaître dès la saison sèche froide la plupart des prédateurs mixtes. Les espèces qui persistent dans cette zone sont celles du « peuplement de résistance » constituées surtout de détritivores, de filtreurs à tendance microphytophage et d'ichtyophages. Pendant la saison des pluies, la dilution des eaux contribue à rapprocher les structures trophiques de celles de la zone aval du Saloum et du Bandiala caractérisées par une prédominance en nombre d'espèces des prédateurs mixtes.

En ce qui concerne les effectifs, le fait notable dans le bief amont du Saloum est l'augmentation des malacophages à la suite de la dessalure des eaux.

5.4.3. Les réseaux trophiques.

Dans l'estuaire du Sine-Saloum les chaînes trophiques ont principalement deux bases (fig. 5.21) :

- le floc benthique (au sens de Whitfield, 1980b) formé par les détritus organiques (provenant essentiellement de la mangrove) et les micro-organismes associés (bactéries, champignons).

- les microphytes constitués de phytoplancton, de phytobenthos et de péripyton.

Les feuilles de palétuviers qui tombent sont consommées directement par les crabes très abondants dans le Sine-Saloum (section 2.4.2). Ces crabes, par la fragmentation des feuilles favorisent l'activité des micro-organismes responsables de la reminéralisation (Bertness, 1985 et Guiral, 1994). L'association détritus organiques-micro-organismes (floc benthique) constitue un aliment à haute valeur nutritive du fait de sa forte teneur en protéines (Odum and Heald, 1975 ; Whitfield, 1980b).

Le floc benthique est consommé par un grand nombre d'animaux : les crevettes, les annélides, les mollusques, la méiofaune benthique, le zooplancton. Il est également utilisé par un nombre assez important de poissons. En effet, sur l'ensemble des 64 espèces de poissons du Sine-Saloum dont le régime alimentaire est connu (tabl. 5.7), 35 % consomment des détritus. Les plus grands utilisateurs des détritus sont les mulets et les tilapias qui constituent environ 1 % des effectifs et 6 % de la biomasse des espèces du tableau 5.6. Les espèces qui consomment des détritus représentent 84 % de l'effectif et 79 % de la biomasse de l'ensemble des poissons capturés. Il apparaît ainsi que le floc benthique joue un rôle important dans l'estuaire du Sine-Saloum. Bien que relativement élevés, ces pourcentages sont légèrement inférieurs à celui trouvé par Whitfield (1980b) dans l'estuaire de Mhlanga en Afrique du Sud qui était de 90 % pour la biomasse.

Les consommateurs du floc benthique constituent les proies des poissons prédateurs mixtes et des malacophages en ce qui concerne les mollusques. Poissons prédateurs mixtes, malacophages et détritivores sont à leur tour mangés par les ichtyophages.

A côté de cette chaîne basée sur les détritus, existe une deuxième supportée par les microphytes (phytoplancton, phytobenthos et périphyton). Ces derniers utilisent les sels nutritifs issus de la reminéralisation des matières organiques, du ruissellement et des apports marins. Il faut également signaler que les sels nutritifs sont également absorbés par les palétuviers.

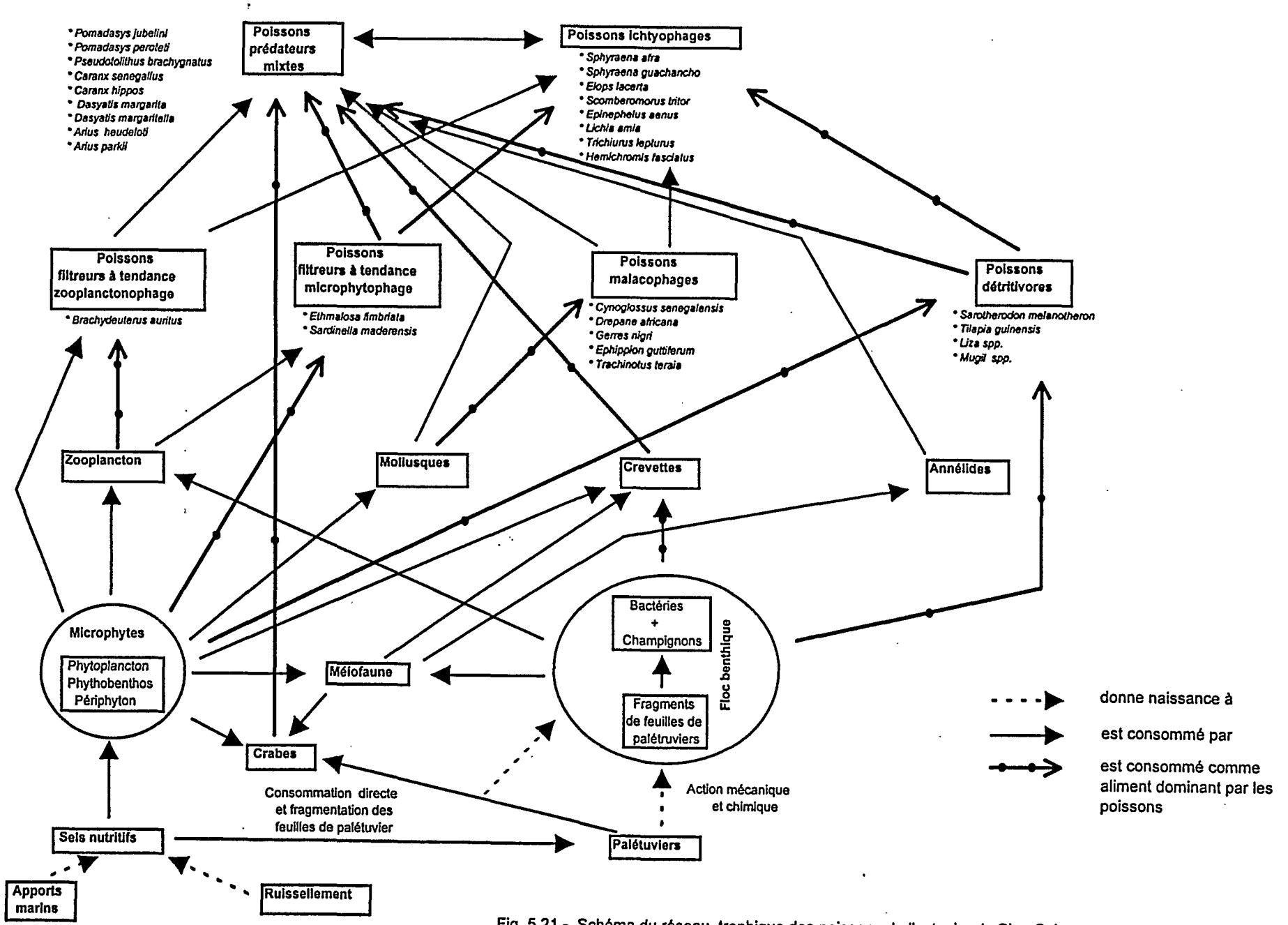


Fig. 5.21.- Schéma du réseau trophique des poissons de l'estuaire du Sine-Saloum.

Les microphytes sont consommés par le zooplancton, les mollusques, la méiofaune et également par les poisons filtreurs, essentiellement *Sardinella maderensis* et *Ethmalosa fimbriata*. Les poissons filtreurs à tendance micophytophages constituent 76 % des effectifs et 60 % de la biomasse des poissons capturés dans le Sine-Saloum. Les espèces de poissons pour lesquels les microphytes interviennent dans leur régime alimentaire représentent 92 % des effectifs et 79 % de la biomasse des captures durant la période d'échantillonnage.

Les utilisateurs des microphytes sont consommés par les prédateurs mixtes, les zooplanctonphages pour le zooplancton, les malacophages pour les mollusques et les ichtyophages pour les poissons microphytophages.

Les icthyophages consomment pratiquement tous les types de poissons, toutefois, ce sont les formes juvéniles des microphytophages, essentiellement *Sardinella maderensis* et *Ethmalosa fimbriata*, et des détritivores mulets et tilapias qui subissent la plus forte pression de prédation de la part des ichtyophages. Les espèces de poissons de petite taille tels que les Gobiidae sont également l'objet d'une prédation de la part des ichtyophages.

Les deux chaînes trophiques présentes dans l'estuaire du Sine-Saloum sont fortement interconnectées. Celle basée sur les microphytes bénéficie des sels nutritifs issues de la reminéralisation des matières organiques provenant de la mangrove. Par ailleurs plusieurs groupes animaux participent à la fois aux deux chaînes.

Discussion.

La comparaison de l'activité génésique des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum avec celle d'autres MEL d'Afrique (Wallace *et al.*, 1986 ; Potter *et al*, 1990 ; Albaret, 1994 ; Baran, 1995), d'Australie (Blaber *et al.*,1989; Loneragan *et al.*, 1989 ; Potter *et al.*, 1990), et d'Amérique centrale (Yanez-Arancibia *et al.*, 1980 ; Stoner, 1986), indique que la reproduction est relativement forte dans le Sine-Saloum. Par ailleurs, il est apparu que huit espèces (tableau 5.2), à affinité fortement marine, qui habituellement ne se reproduisent pas dans d'autres MEL de l'Afrique de l'ouest, notamment la Fatala en Guinée et la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire, parviennent à accomplir la totalité de leur cycle vital dans le Sine-Saloum. Ceci est à mettre en relation avec le caractère plus marin du Sine-Saloum. Le fait que dans tous les bras principaux, les zones aval soient les lieux abritant la plus forte activité reproductrice semble confirmer l'influence de la mer ; l'ichtyofaune de l'estuaire du Sine-Saloum étant essentiellement constitué d'espèces d'origine marine.

D'une manière générale, la période de reproduction est très étalée dans le temps, voire continue (toute l'année pour plus du tiers des espèces en reproduction et au moins sept mois pour la majorité). Cette tactique reproductive augmente les chances d'un recrutement capable d'assurer la pérennité des espèces quelles que soient les conditions du milieu (Wallace, 1975).

En plus de cet étalement des pontes dans le temps, les poissons développent une grande variété de comportements visant à accroître les chances de réussite de la reproduction. Les mulets (*Mugil spp.* et *Liza spp.*) et l'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata*) produisent le plus d'œufs possibles. Ceci augmente les chances pour qu'une partie de la ponte rencontre des conditions écologiques favorables.

Les espèces qui passent tout leur cycle vital dans l'estuaire (espèces estuariennes strictes au sens d'Albaret (1994)) adoptent des tactiques reproductives particulières pour maximiser les chances de survie :

- ponte d'un nombre réduit d'œufs avec soins parentaux (c'est le cas en particulier de *Sarotherodon melanotheron* qui pratique l'incubation buccale et *Tilapia guineensis* qui construit un nid et qui protège sa progéniture.

- fixation de la ponte sur un substrat solide, dans des anfractuosités difficilement accessibles aux prédateurs ou sous les valves de Lamellibranches ; c'est le cas des Gobiidae. Le même comportement est signalé par Bouchereau (1994) dans les lagunes méditerranéennes.

- émission d'œufs démersaux qui sont ainsi moins sujets à la dispersion par le courant (Dando, 1989). Ceci est, par exemple le cas des Hemiramphidae (Gilchrist and Hunter, 1919).

En ce qui concerne les écophases présentes dans l'estuaire, les formes juvéniles qui constituent 85 % des captures sont largement dominantes. De plus pour plusieurs espèces d'origine marine, les formes adultes sont absentes ou très rares. Comme beaucoup d'estuaires à travers le monde (Warburton, 1978 ; Weinstein, 1985), le Sine-Saloum joue le rôle de nourricerie pour plusieurs espèces côtières dont certaines comme *Epinephelus aenus, Sphyraena afra, Sardinella maderensis, Pomadasys jubelini, Pomadasys peroteti, Pseudotolithus typus, Pseudotolithus brachignathus et Pseudotolithus senegalensis* ont une très grande importance halieutique au Sénégal (Laloë et Samba, 1990).

En ce qui concerne le régime alimentaire, l'icthyofaune du Sine-Saloum est dominée en nombre d'espèces par les prédateurs mixtes, consommateurs surtout de formes juvéniles de poissons, de crevettes, de crabes et de mollusques. La proportion de prédateurs mixtes sur

l'ensemble des peuplements est de 66 %. Ce pourcentage est inférieur à ceux trouvés en lagune Ebrié (environ 80 %) par Albaret (1994), dans le Rio Buba (77 %) par Dème-Gningue *et al.*, (1994) et les Bijagos (74 %) par Diouf *et al.* (1994). La partie amont du Saloum, sursalée, se caractérise par le plus petit pourcentage de prédateurs mixtes et la plus forte proportion de détritivores. Toutefois, bien que le pourcentage de détritivores soit relativement élevé en amont du Saloum, les quantités de détritus sont apparemment sous-utilisées. En effet comme précédemment mentionné, du fait du fonctionnement hydrologique déficitaire vers l'amont du Saloum, il y a une importante accumulation de matière organique. Il semble qu'il y ait un « gaspillage » d'énergie dans la partie amont du Saloum. Le même phénomène de sous-utilisation de ressources trophiques par les poissons est souligné par Bouchereau (1994) dans les lagunes méditerranéennes.

Les microphytophages malgré leur faible pourcentage de nombre d'espèces, dominent largement en ce qui concerne l'abondance dans tous les compartiments de l'estuaire. Ils supportent une forte prédation de la part des ichtyophages. Alors que dans les lagunes méditerranéennes les « poissons fourrages » sont des espèces sédentaires (Bouchereau, 1994), dans l'estuaire du Sine-Saloum, cette fonction est assurée à la fois par des espèces migratrices d'origine marine (*Sardinella maderensis, Ilisha africana...*) et des espèces sédentaires (Gobiidae, juvéniles de tilapias et de mulets).

Par ailleurs, il faut signaler l'importance des crabes et des crevettes dans le réseau trophique des poissons du Sine-Saloum. Le rôle capital des crevettes dans les écosystèmes de mangrove a été souligné par de nombreux auteurs (Odum and Heald, 1972 ; Sasekumar *et al.*, 1992). Les crabes constituent une proie importante pour les prédateurs mixtes. De plus, par la fragmentation des feuilles de palétuviers, ils favorisent la reminéralisation. De plus par la bioturbation qu'ils créent en creusant des galeries, ils contribuent à l'enrichissement du milieu.

L'abondance des formes juvéniles et notamment celles dont les écophases adultes sont absentes dans l'estuaire montre, qu'en dépit de l'augmentation de la salinité, le Sine-Saloum joue toujours le rôle de nourricerie pour plusieurs espèces marines.

En outre, l'étude des structures en taille et celle de la reproduction ont permis de mettre en évidence des phénomènes de migrations (trophiques et génésiques) révélant l'effet structurant des cycles biologiques sur les peuplements de poissons.

6

Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons.

6. Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons.

6.1. Méthodes

L'étude de la dynamique spatio-temporelle implique la comparaison de captures effectuées à des stations et à des dates différentes. Elle nécessite donc l'utilisation d'une unité d'effort de pêche invariable. Pour cette raison, seuls les coups de pêche, parfaitement réussis, réalisés avec la senne tournante, ont été pris en compte.

Deux méthodes complémentaires ont été utilisées : des indices synthétiques (richesse spécifique, indice de diversité de Shannon, équitabilité, abondance et biomasse) et des analyses multivariées. La nécessité d'utiliser à la fois ces deux approches est due au fait que les mesures de ces indices synthétiques, utiles pour caractériser et comparer globalement les peuplements ou des états successifs d'un même peuplement ne rendent pas compte des structures fonctionnelles, c'est-à-dire des modalités d'organisation de ces peuplements (Barbault, 1992). Or, les méthodes multivariées sont très performantes dans ce domaine (Fausch *et al.*, 1990).

Afin de caractériser les peuplements des différentes stations et périodes d'échantillonnage, l'évolution spatio-temporelle des effectifs, de la biomasse, de l'indice de diversité de Shannon (sur les abondances) et de l'équitabilité a été suivie.

L'indice de diversité de Shannon H est une mesure biotique d'informations multidimensionnelles (Legendre et Legendre, 1984) (Cf. section 1.4 pour la formule). Il est exprimé en bits /individus.

En pratique, les valeurs de l'indice de diversité sont comprises entre moins de 1 bit/individu (0,5 est un indice très faible) et environ 4,5 ou exceptionnellement plus, dans des échantillons de grande taille de communautés complexes (Barbault, 1991).

L'analyse de l'indice de diversité de Shannon permet théoriquement de savoir si on est en présence d'une biocénose évoluée (diversité élevée) ou au contraire si l'on a affaire à un peuplement jeune (peu diversifié).

Toute variation significative de l'indice de diversité reflète des modifications de la structure des peuplements. Mais comme la diversité dépend des fréquences relatives des espèces et du nombre de celles-ci qui peut varier d'une station à l'autre et d'une campagne à l'autre, il est souhaitable de calculer en plus de l'indice de diversité de Shannon, l'équitabilité (Daget, 1976). L'équitabilité se définit comme le rapport de la diversité réelle à la diversité

maximale. Il s'obtient en divisant l'indice de diversité de Shannon par le logarithme à base 2 de la richesse spécifique (Pielou, 1969).

Selon Amanieu et Lasserre (1982), l'indice de diversité mesure le degré d'organisation de la communauté observée et l'équitabilité la qualité de cette organisation. L'équitabilité varie entre 0 et 1. Plus elle est proche de 1 plus la structure de la communauté observée témoigne des ajustements progressifs des différentes espèces aux contraintes résultant de leur environnement biotique et abiotique. Une valeur de E inférieure à 0,8 traduit une faible structuration des peuplements.

6.2. Caractérisation des peuplements par des indices synthétiques.

6.2.1.- Variations spatiales.

- Effectifs et biomasses

Les effectifs (fig.6.1.) et les biomasses des poissons pêchés (fig. 6.2) présentent des évolutions similaires. L'examen des figures 6.1 et 6.2, fait apparaître une variation spatiale des variances. Les stations 11 et 19 se caractérisent par de faibles variances. Les tests de comparaison de variances (Scherrer, 1984) mettent en évidence une différence significative entre l'ensemble formé par les stations 11 et 19, et toutes les autres stations pour l'abondance et les stations 15 et 16 pour la biomasse.

Aux stations 11 et 19 règnent pendant presque toute l'année des conditions de milieu défavorables : forte salinité (Cf. chapitre 2) pour la station 11 la plus amont de celles prises en compte dans l'étude des variations temporelles et fort hydrodynamisme pour la station 19. Cette dernière se trouve en face de la brèche ouverte sur la pointe de Sangomar par la houle (Cf. chapitre 2). Cette station reçoit de plein fouet la houle dont la force a crée une embouchure secondaire de 4 km de large et 15 m de profondeur entre 1987 et 1995 (Cf chapitre 2). Les effectifs et les biomasses à ces deux stations sont généralement faibles. La quasi-permanence des conditions défavorables à ces stations fait qu'on a presque toujours des effectifs et des biomasses peu importants, ce qui explique la faible variabilité.

La variabilité relativement forte à la station 1 pourrait être liée à l'influence marine. En effet, cette station qui pendant toute l'année, présente des conditions de milieu favorables (salinités modérées, richesse trophique, diversité d'habitats), est colonisée par vagues successives de formes juvéniles et/ou subadultes d'espèces d'origine marine.

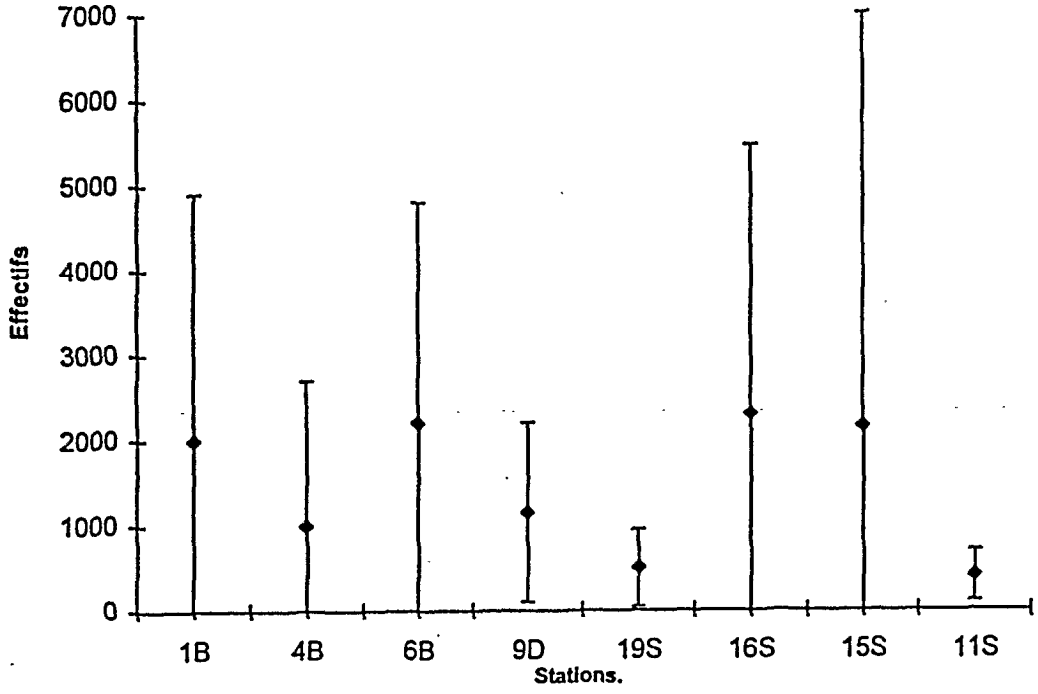


Fig. 6.1.- Variations spatiales de l'abondance moyenne.(B= Bandiala, D = Diomboss, S = Saloum Cf. fig. 2.14 pour la position des stations).

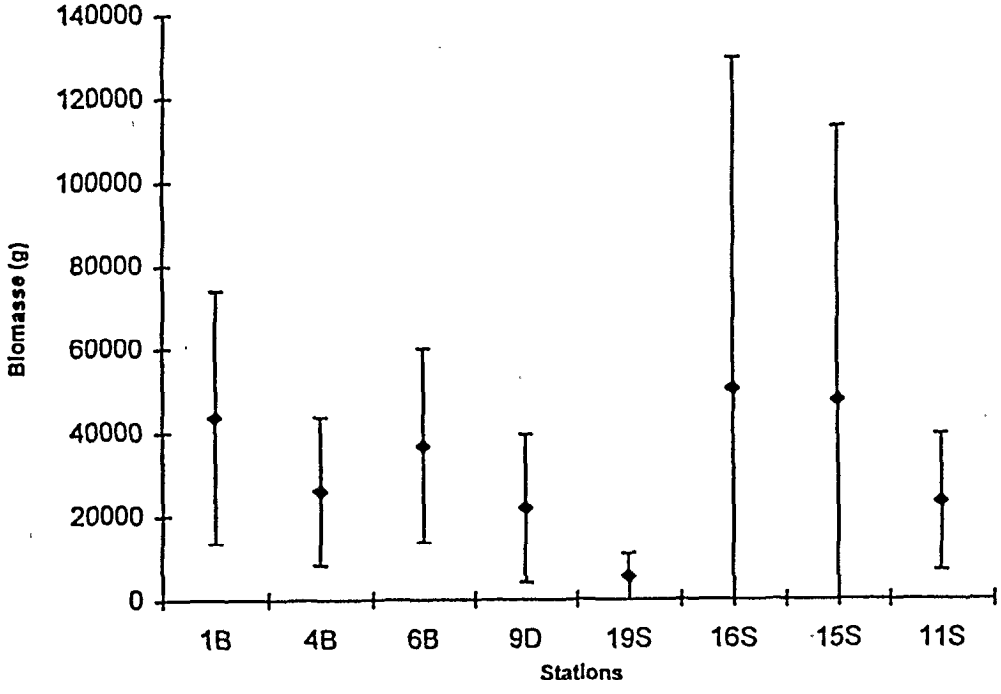


Fig. 6.2.- Variations spatiales de la biomasse moyenne (B = Bandiala, D = Diomboss, S = Saloum, Cf. fig. 2.14 pour la position des stations)

Les stations 15 et 16, caractérisées par une richesse trophique relativement élevée (Cf. chapitre 2) du fait des nombreux bolons qui y aboutissent, sont colonisées périodiquement par des populations importantes quand la salinité n'est pas très élevée. Par contre, vers la fin de la saison sèche, les fortes salinités semblent influer négativement sur les abondances. Ces grandes fluctuations des effectifs et des biomasses expliqueraient la forte variabilité à cette station.

- Richesse spécifique

Pour ce qui est de la richesse spécifique (fig. 6. 3), les tests de comparaison de variances montrent qu'il n'y a des différences significatives qu'entre le groupe formé par les stations 9, 11, 15 et 19 (faible variance), et la station 6 (forte variance). La faible variabilité du nombre d'espèces à la station 9 pourrait être due au fait que cette station se trouve dans le Diomboss où les variations des paramètres de l'environnement sont les plus faibles (Cf. chapitre 2). En ce qui concerne la station 11, les salinités relativement élevées limitent le nombre d'espèces susceptibles de vivre dans cette zone. Une fois le filtre des fortes salinités franchi, ces espèces parviennent à s'y maintenir, avec toutefois des variations d'effectifs en fonction des salinités atteintes.

Quant à la station 19, la permanence du fort hydrodynamisme aux embouchures du Saloum semble avoir opéré une sélection d'un nombre relativement faible d'espèces qui sont présentes presque tout le temps.

La forte variabilité enregistrée à la station 6 est liée à la diversité des influences que subit cette station située à la jonction du Bandiala et du Diomboss et également au débouché de plusieurs bolons.

- Indice de diversité de Shannon et équitabilité.

La variabilité de l'indice de diversité ainsi que celle de l'équitabilité sont fortes à toutes les stations (fig. 6.4 et 6.5). Si on considère l'estuaire du Sine-Saloum dans sa globalité, on constate que l'équitabilité reste presque toujours inférieure à 0,80 ce qui est un signe de manque de stabilité de l'écosystème. Ceci serait à mettre en relation avec la colonisation du milieu par vagues de *Sardinella maderensis*, *Ethmalosa fimbriata*, *Chloroscombrus hrysurus*... Ce phénomène semble plus marqué pour le Bandiala.

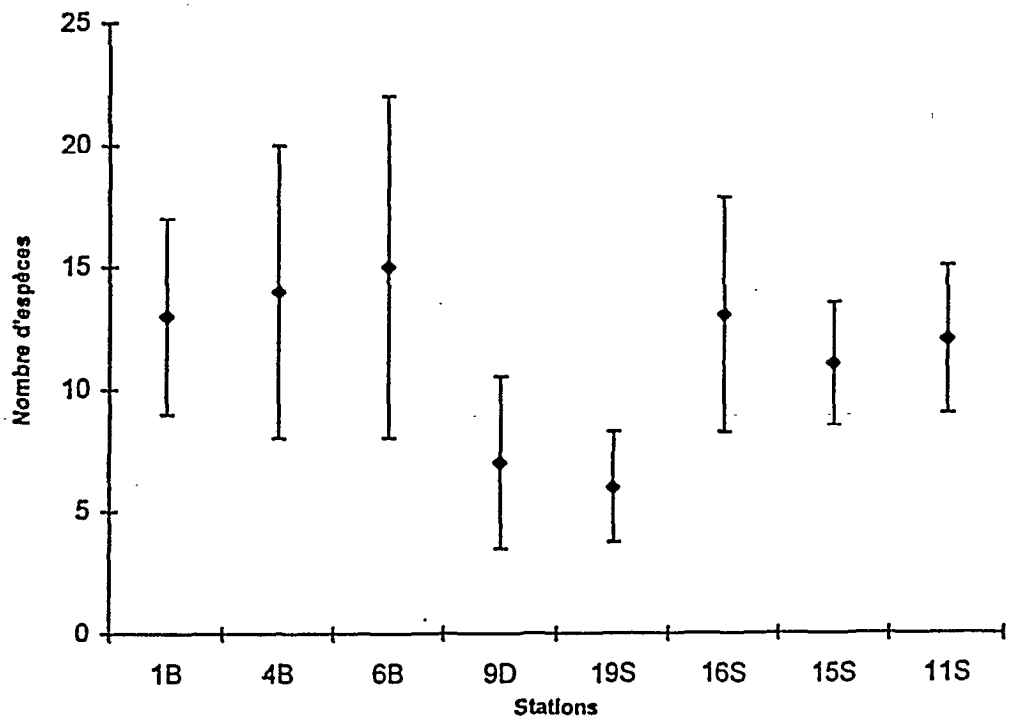


Fig. 6.3.- Variations spatiales du nombre moyen d'espèces capturées par coup de pêche (B = Bandiala, D = Diomboss, S = Saloum, Cf. fig. 2.14 pour la position des stations).

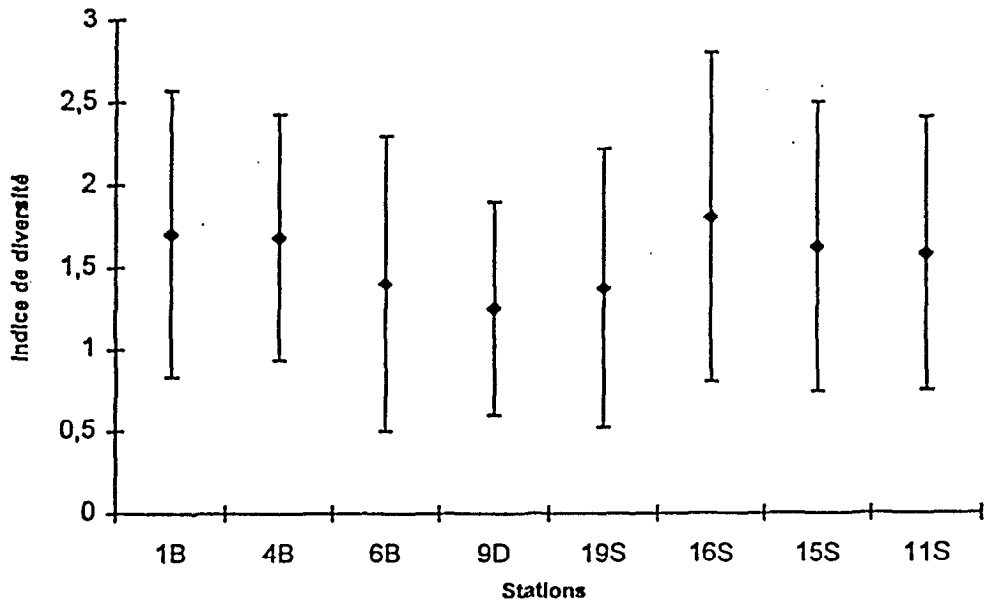


Fig.6.4.- Variations spatiales de l'indice de diversité moyen (B = Bandiala, D = Diomboss, S = Saloum, Cf. fig. 2.14 pour la position des stations).

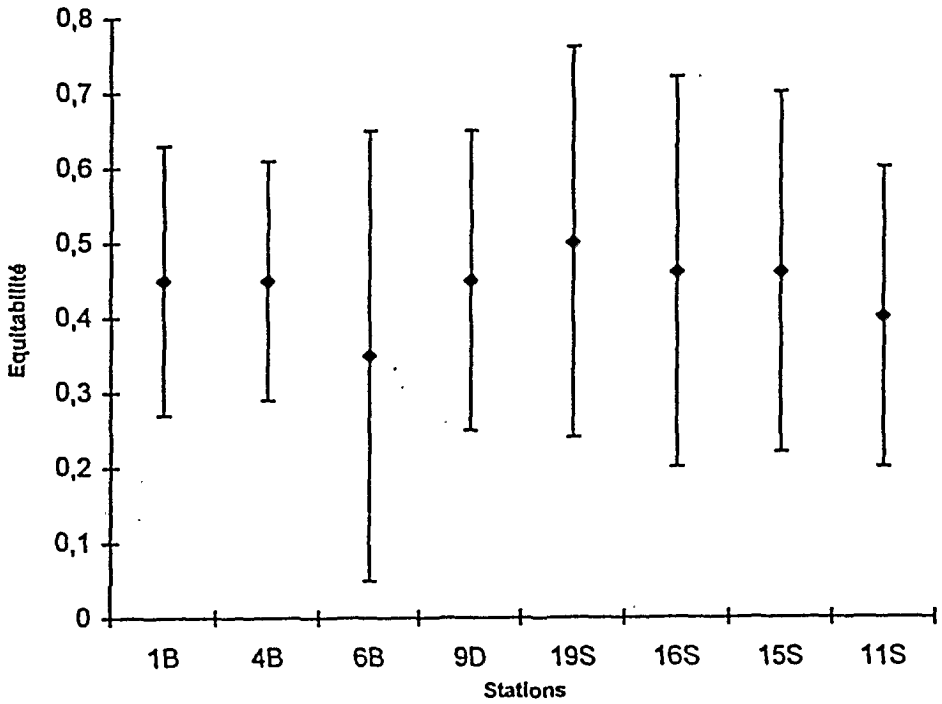


Fig. 6.5.- Variations spatiales de l'équitabilité moyenne (B = Bandjala, D = Diomboss, S = Saloum, Cf. fig. 2.14 pour la position des stations).

6.2.2.- Variations temporelles.

L'examen des figures 6.6, 6.7, 6.8, 6.9 et 6.10, met en évidence une réduction de la variabilité et de l'importance des effectifs et de la biomasse en début de saison des pluies 1991 (juillet 1991). A cette période, le nombre d'espèce, l'indice de diversité et l'équitabilité sont relativement élevés. Ce phénomène (réduction de la variabilité et de l'importance des effectifs et des biomasses ; nombre d'espèces, indice de diversité et équitabilité élevés), sur lequel nous reviendrons dans l'approche par les analyses multivariées, semble être un facteur important de structuration des peuplements. Il est dû au fait qu'au début de la saison des pluies, il y a une forte proportion d'individus de certaines espèces (les écophases subadultes et adultes) qui émigrent en mer (Cf. chapitre 5 fig. 5.13). En plus, à cause de la diminution de la salinité, plus d'espèces marines sont susceptibles de pénétrer dans l'estuaire ce qui explique l'augmentation de la richesse spécifique. Les individus qui pénètrent dans l'estuaire à cette période sont de petite taille comme l'indiquent les structures en taille (Cf chapitre 5 fig. 5.13). Il s'agit essentiellement de formes juvéniles.

En début de saison des pluies 1992 (entre juin 1992 et août 1992), le même phénomène semble se reproduire mais de manière moins nette qu'en 1991, surtout au niveau de l'augmentation du nombre d'espèces. Ceci peut vraisemblablement être lié à la faible pluviométrie enregistrée en 1992 dans le Bassin du Sine-Saloum.

6.3. Variations spatio-temporelles des peuplements- Approche par analyses multivariées.

Il a été montré que dans des milieux comme le Sine-Saloum où les structures en tailles des espèces sont peu étalées, l'utilisation des effectifs ou des abondances dans les analyses multivariées conduit à des résultats très proches (Bianchi et Hoisaeter, 1992 ; Simier (comm. pers.)). Nous avons choisi d'utiliser les effectifs.

Une première analyse factorielle effectuée sur toutes les espèces capturées (87) par la senne tournante aux stations régulièrement visitées (1, 4, 6, 9, 11, 15, 16, 19) a été réalisée. Les résultats n'ont mis en évidence aucune structure intéressante, les espèces présentes uniquement dans quelques coups de pêches prenant un poids exagéré.

Une autre AFC a alors été faite en ne retenant que les espèces pêchées au moins 10 fois pendant la durée de l'étude. Cette liste d'espèces retenues, renferme toutes les espèces présentes dans l'estuaire et dont l'importance écologique a été constatée au Sine-Saloum ou

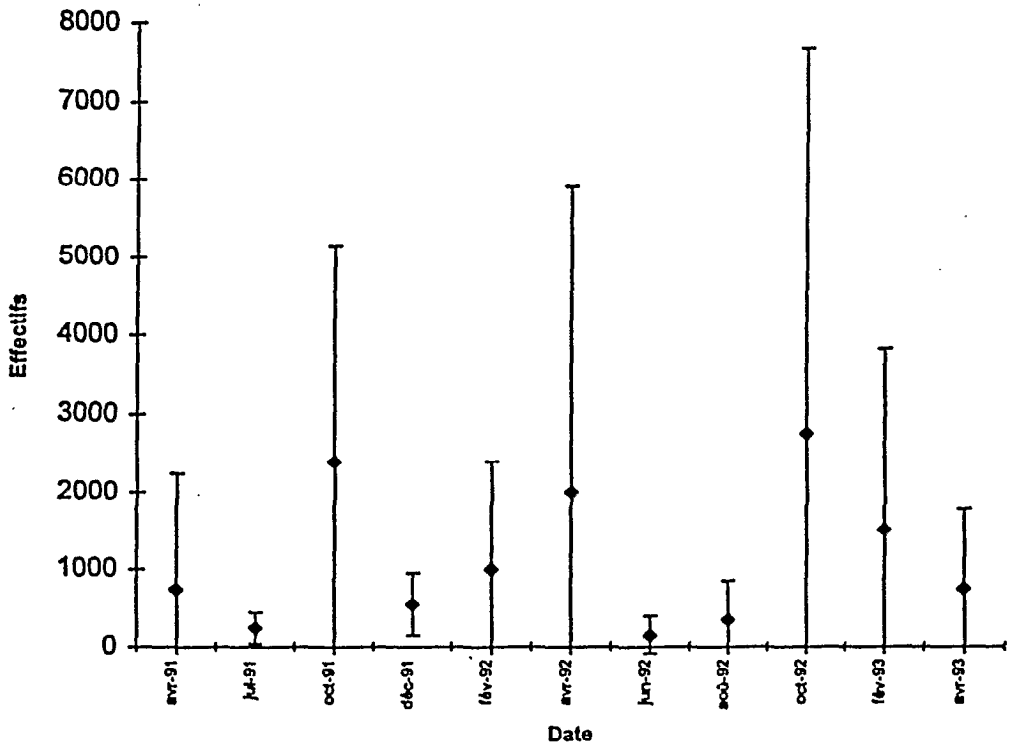


Fig. 6.6.- Variations temporelles de l'abondance moyenne.

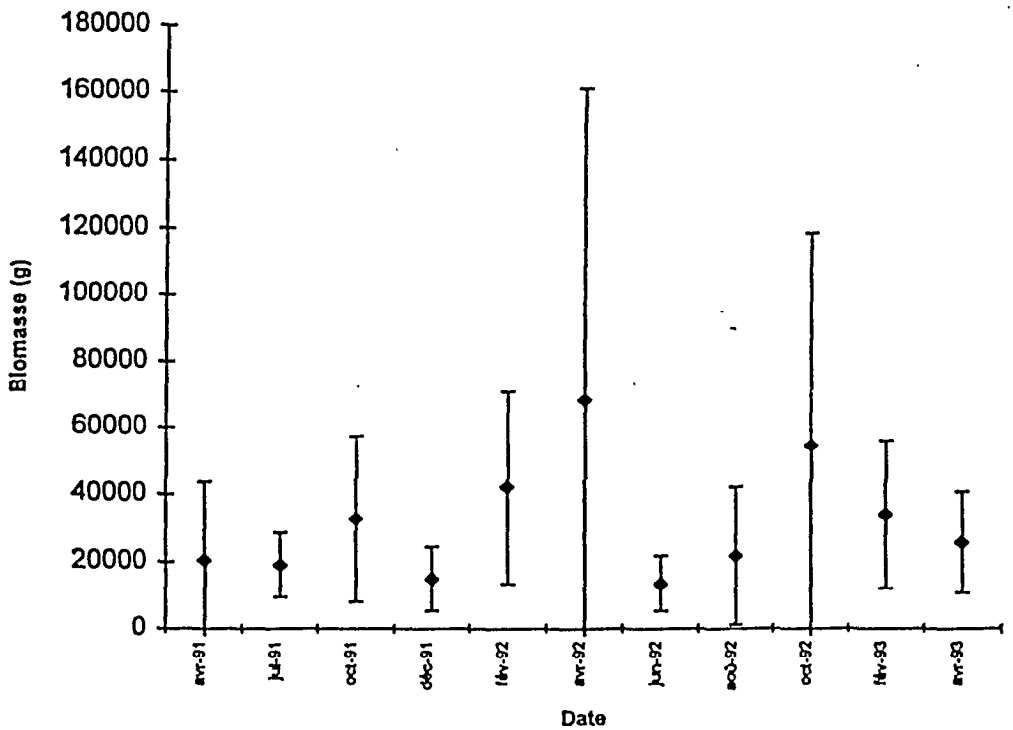


Fig. 6.7.- Variations temporelles de la biomasse moyenne

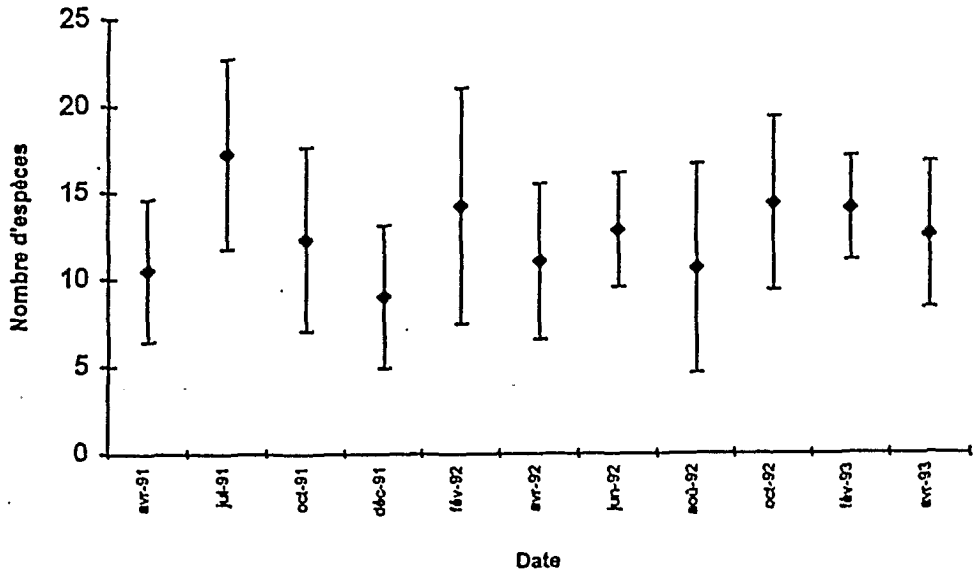


Fig. 6.8.- Variations temporelles du nombre moyen d'espèces capturées par coup de pêche.

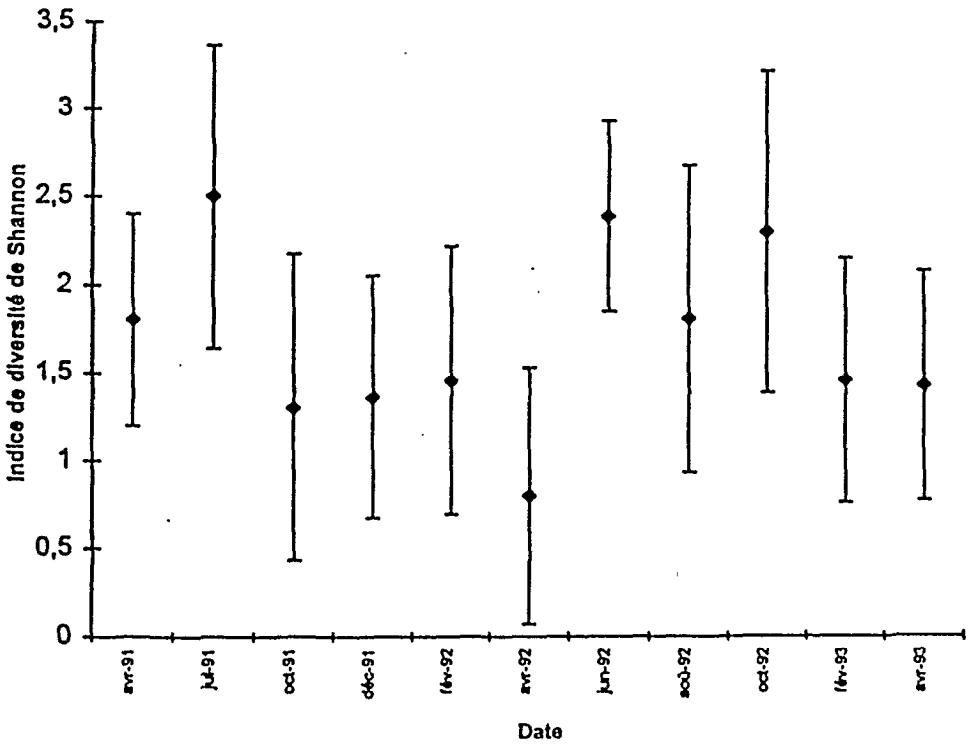


Fig. 6.9.- Variations temporelles de l'indice de diversité moyen.

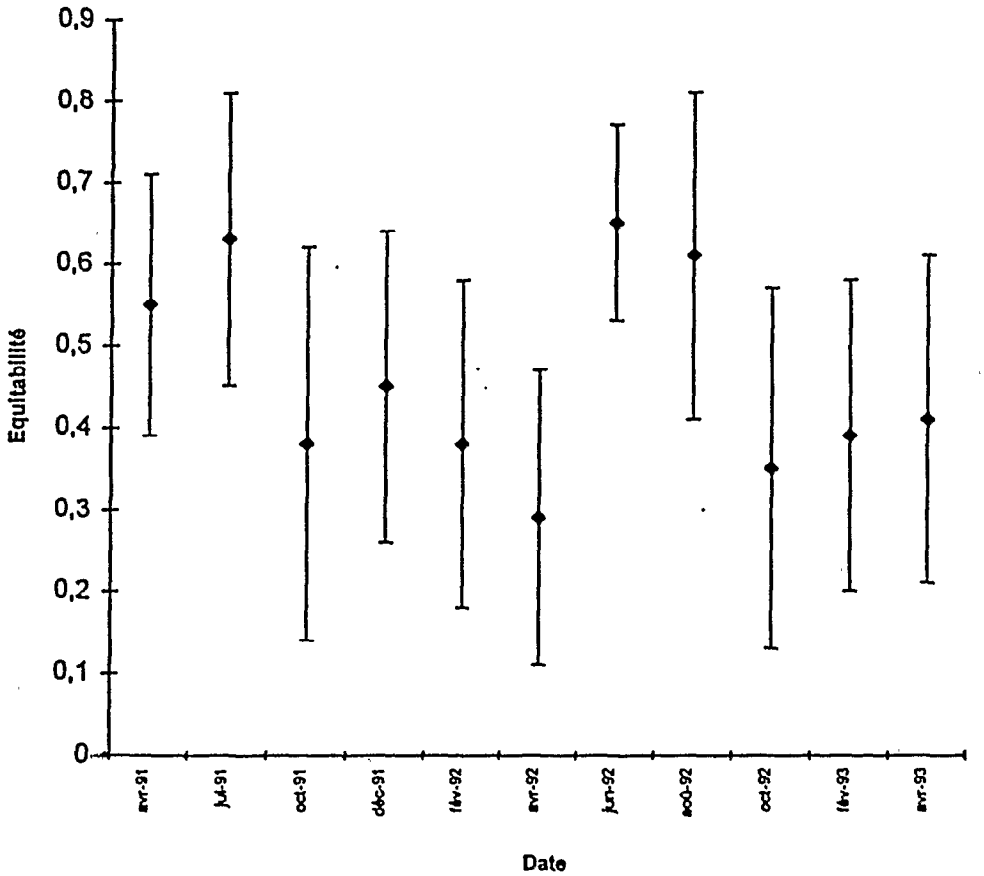


Fig. 6.10.- Variations temporelles de l'équitabilité moyenne.

dans les autres MEL de l'Afrique de l'Ouest. Par « importance écologique », nous entendons, une espèce indicatrice d'un environnement particulier ou dont la présence ou l'absence peut avoir une influence notable sur la structure des peuplements (Hurlbert, 1971). La suppression des espèces rares est une pratique courante en écologie numérique (Field *et al.*, 1982 ; Aliaume, 1990 ; Simier, 1990 ; Monteiro, 1989) et serait même indispensable au point de vue purement statistique (Escofier et Pagès, 1990).

L'AFC a alors porté sur une matrice de 90 lignes (coups de pêche) et 30 colonnes (espèces).

Les quatre premiers axes qui extraient 43 % de l'inertie totale ont été retenus pour l'interprétation. Les axes 1, 2, 3 et 4 expliquent respectivement 18 %, 10 %, 8 % et 7 % de l'inertie totale.

Les espèces qui contribuent le plus à la construction de l'axe 1 sont : *Ilisha africana* (IAF : 30 %), *Pseudotolithus elongatus* (PEL : 14 %), *Brachydeuterus auritus* (BAU : 13 %), *Chloroscombrus chrysurus* (CHL : 9 %), *Gerres nigri* (GNI : 8 %), *Eucinostomus melanopterus* (GME : 6 %), *Mugil cephalus* (MCU : 3 %), *Tilapia guineensis* (TGU : 3 %), *Epinephelus aenus* (EAE : 2 %).

L'axe 1 (fig. 6.11) oppose le groupe d'espèces constitué de PEL, IAF, BAU et CHL à celui composé de GNI, GME, MCU, EAE et TGU. Les espèces du premier groupe sont abondantes aux stations 1 et 9 situées respectivement à l'aval du Bandiala et du Diomboss.

Le deuxième groupe peut être subdivisé en une partie composée d'espèces (GNI et GME) présentes à toutes les stations prises en compte dans l'analyse et une deuxième renfermant des espèces (MCU, EAE et TGU) présentes partout sauf aux stations 1 et 9.

La projection du barycentre des stations sur le plan factoriel 1-2 (fig. 6.12) montre que les stations 1 et 9 situées à l'aval du Bandiala et du Diomboss s'opposent à toutes les autres stations. La station 4 occupe une position intermédiaire entre les deux groupes de stations mais est plus proche du groupe des stations amont.

La position de la station 19, qui bien que proche de l'embouchure du Saloum se retrouve dans le plan factoriel avec les stations amont peut paraître surprenante de prime abord. Cependant, cette position cadre bien avec les connaissances que nous avons sur le fonctionnement hydrodynamique du Saloum et le comportement des espèces au niveau de cette embouchure. En effet, du fait du fort hydrodynamisme de toute la zone adjacente à l'embouchure du Saloum dû à la vitesse du courant (qui est la plus forte de tout l'estuaire), à

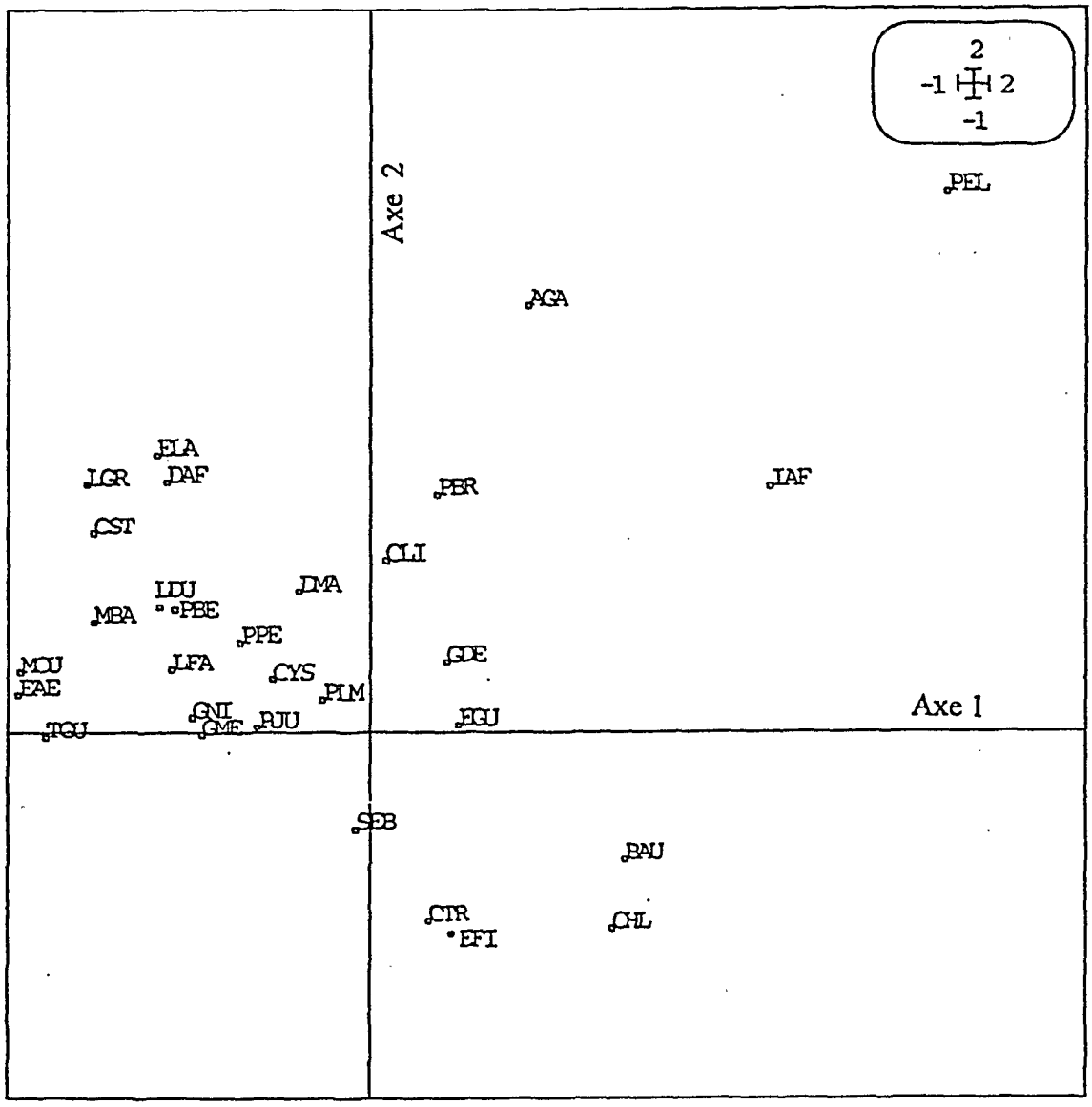


Figure 6.11.- Analyse factorielle sur les données récoltées aux stations régulièrement échantillonnées (plan 1-2)

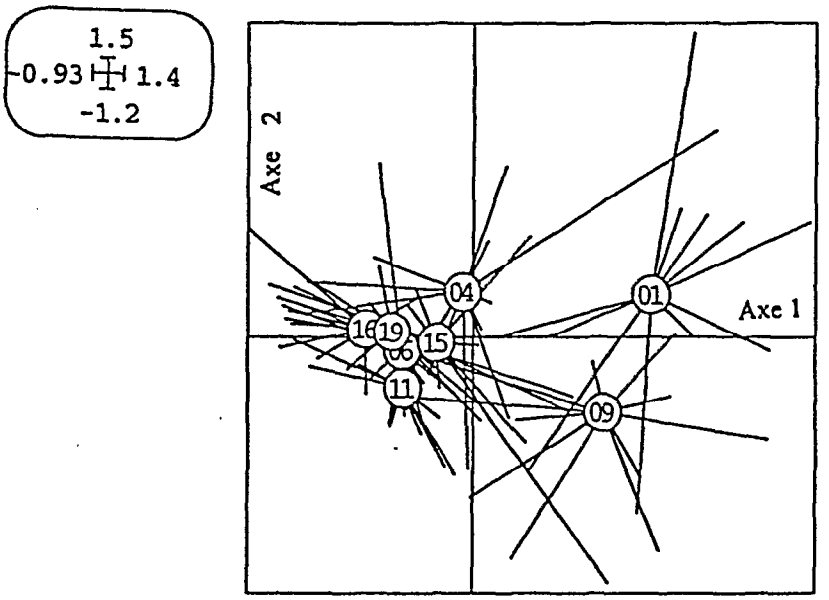


Fig. 6.12.- Projection du barycentre des stations sur le plan factoriel 1-2. (Les numéros encerclés correspondent aux barycentres des stations. Chaque barycentre est relié aux points qui le définissent par des droites).

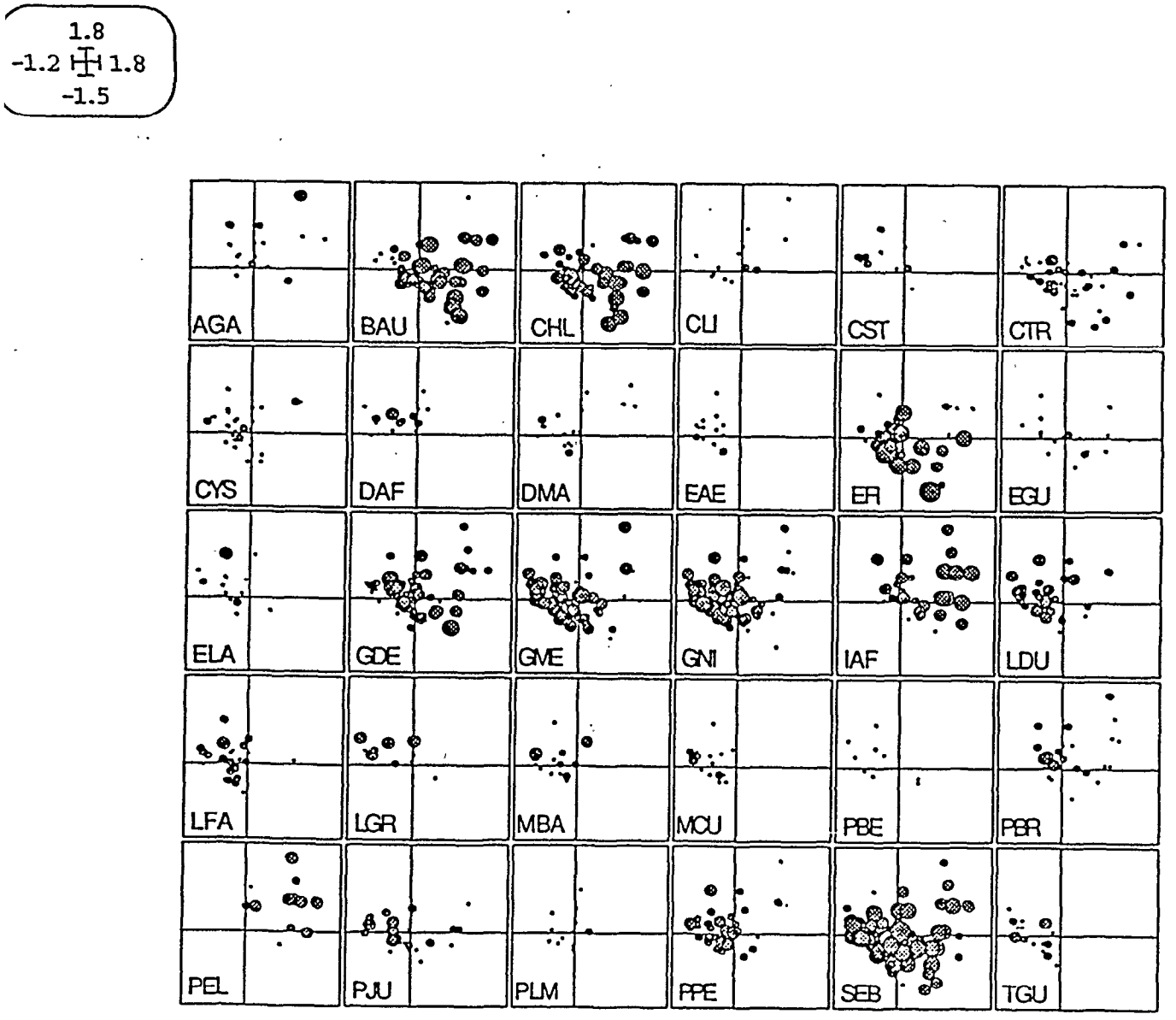


Fig. 6.13.- Projection de l'abondance des espèces sur le plan factoriel 1-2.

la circulation des eaux en tourbillon et à la force et à la quasi-permanence du vent dans cette zone, peu d'espèces de poissons s'y établissent. Cette zone semble être un passage pour la plupart des espèces mais pas un biotope qu'elles colonisent pour une longue période. Certaines espèces marines et estuariennes à affinité marine (ex : *Ilisha africana* et *Pseudotolithus elongatus*) abondantes aux embouchures du Bandiala et du Diomboss, plus calmes, ne semblent pas trouver les conditions favorables à leur développement à l'embouchure du Saloum. De ce fait, le peuplement de la station 19 est moins « marin » que celui des stations 1 et 9, et par conséquent, se rattache plus au stations de la partie amont. L'axe 1 peut être donc associé à la « marinité du peuplement».

L'axe 2 oppose les espèces *Ethmalosa fimbriata* (EFI), *Sardinella maderensis* (SEB), *scomberomorus tritor* (CTR) et *Brachydeuterus auritus* (BAU) qui sont présentes à toutes les stations et à presque toutes les campagnes (au moins 11/12) à *Pseudotolithus elongatus* (PEL), *Ilisha africana* (IAF) et *Arius latiscutatus* (AGA) qui disparaissent ou qui voient leurs effectifs respectifs diminuer de manière notable à certaines périodes ou à certaines stations. A ce stade de l'analyse, nous dirons que l'axe 2 est lié à la permanence et à l'ubiquité des espèces. Nous reviendrons sur la signification écologique de cet axe 2 dans le chapitre 7 où sont traités les relations entre les facteurs du milieu et les peuplements de poissons.

En confrontant la figure 6.12, où les barycentres des stations sont projetés sur le plan factoriel 1-2, à la figure 6.13 représentant la projection de l'abondance des espèces sur le même plan factoriel, on se rend compte que *Pseudotolithus elongatus* (PEL) et *Ilisha africana* (IAF) sont surtout caractéristiques de la station 1 qui occupe le quart supérieur droit du plan factoriel alors que *Brachydeuterus auritus* (BAU) et *Chloroscombrus chrysurus* (CHL) le sont pour la station 9 qui occupe le quart inférieur droit.

Quant à *Gerres nigri* (GNI), *Eucinostomus melanopterus* (GME), *Tilapia guineensis* (TGU), *Epinephelus aenus* (EAE) et *Mugil cephalus* dont l'essentiel des effectifs se situent dans la moitié gauche du plan factoriel 1-2, elles sont surtout représentatives des stations de l'amont et de la station 19 qui s'opposent aux stations 1 et 9.

Les espèces qui contribuent le plus à la construction de l'axe 3 sont *Ethmalosa fimbriata* (EFI : 61 %), *Brachydeuterus auritus* (BAU : 7 %), *Pseudotolithus brachygnathus* (PBR : 5 %) et *Mugil bananensis* (MBA : 3 %) (fig. 6.14). L'axe 3 oppose *Ethmalosa fimbriata* et *Pseudotolithus brachygnathus* situées à gauche du plan factoriel 3-4 à *Mugil*

bananensis et *Brachydeuterus auritus* (fig. 6.14). Les effectifs des deux premières sont surtout élevés en saison des pluies alors que les deux autres sont surtout abondantes en saison sèche.

La projection du barycentre des campagnes sur le plan factoriel 3-4 (fig. 6.15A) montre que les campagnes 06 (juillet 1991) et 07 (octobre 1991) effectuées pendant la saison des pluies s'opposent aux sorties de saison sèche : 19 (mai 1993), 12 (juin 92), 18 (février 1993) et 8 (décembre 19991). Les mois de « l'hivernage » 1992 sont légèrement en retrait vers la droite par rapport au mois de la même saison en 1991 à cause de la faible pluviométrie de 1992.

La projection du barycentre des stations sur le plan factoriel 3-4 (fig. 6.15), fait apparaître une opposition entre deux groupes de stations : d'une part les stations 6 et 4 du Bandiala et d'autre part les stations 9 (embouchure du Diomboss), 11 et 16 amont Saloum. Les stations 6 et 4 sont celles qui reçoivent le plus d'eau douce : d'abord par ruissellement, puis par les nombreuses sources d'eau douce de la zone et enfin par la rivière de Néma (Diop, 1990).

Les apports d'eau douce agissent de deux manières sur l'ichtyofaune. Ils enrichissent le milieu en entraînant par ruissellement des éléments nutritifs dans l'estuaire. Par ailleurs, par dilution des eaux estuariennes, ils atténuent l'effet négatif des fortes salinités. Dans les zones médianes et amont du Saloum, les « tannes » (Cf. section 2.1.4), vastes étendues couvertes d'une pellicule de sel, sont abondantes (Diop, 1990). Pendant une bonne partie de la saison des pluies, les eaux de ruissellement de cette partie lessivent le sel des tannes qui se retrouve par la suite dans l'estuaire. Ce qui fait qu'en début « d'hivernage », le ruissellement a tendance à augmenter la salinité dans cette partie du Saloum. Il s'ensuit que l'effet bénéfique lié à la diminution de la salinité est moins marqué, voire absente pendant un certain temps, pour les stations médianes et amont du Saloum. Ceci explique la position de ces stations, qui s'opposent de la même manière que les stations d'embouchure qui reçoivent moins d'eau douce, aux stations 6 et 4.

L'axe 3 peut être assimilé à un axe d'apport d'eau douce ou plutôt d'influence continentale.

Quant à l'axe 4, les espèces qui contribuent le plus à sa formation sont *Pomadasys jubelini* (PJU :19 %), *Drepane africana* (DAF : 12 %), *liza dumerili* (LDU : 12 %) et *Ethmalosa fimbriata* (EFI :10 %). L'axe 4 oppose des espèces à affinité estuarienne (*Mugil bananensis, Liza dumerili, Psettodes belcheri, Tilapia guinensis, Ethmalosa fimbriata*) qui

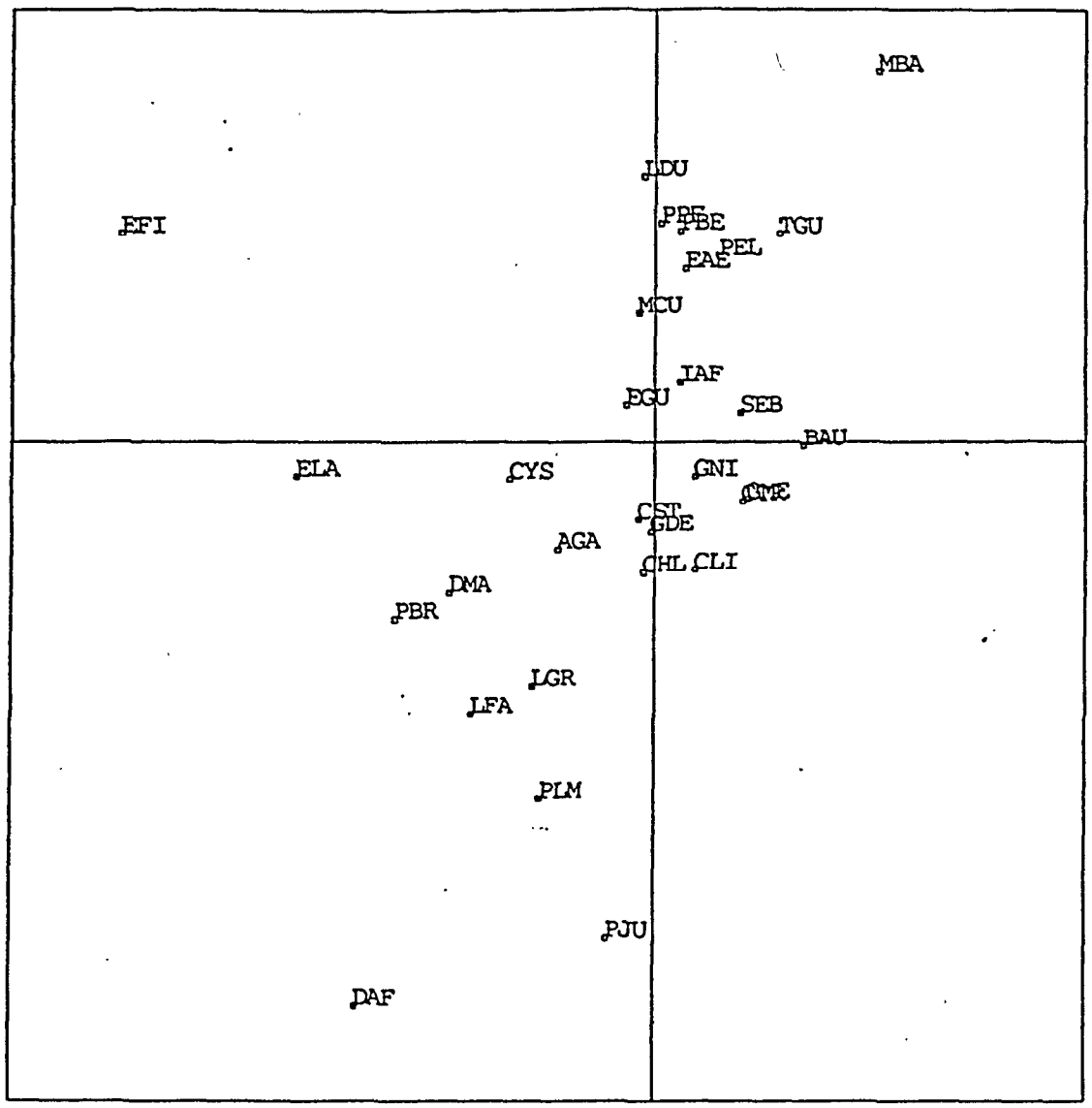


Fig. 6.14.- Analyse factorielle sur les données récoltées aux stations régulièrement échantillonnées (plan factoriel 3-4).

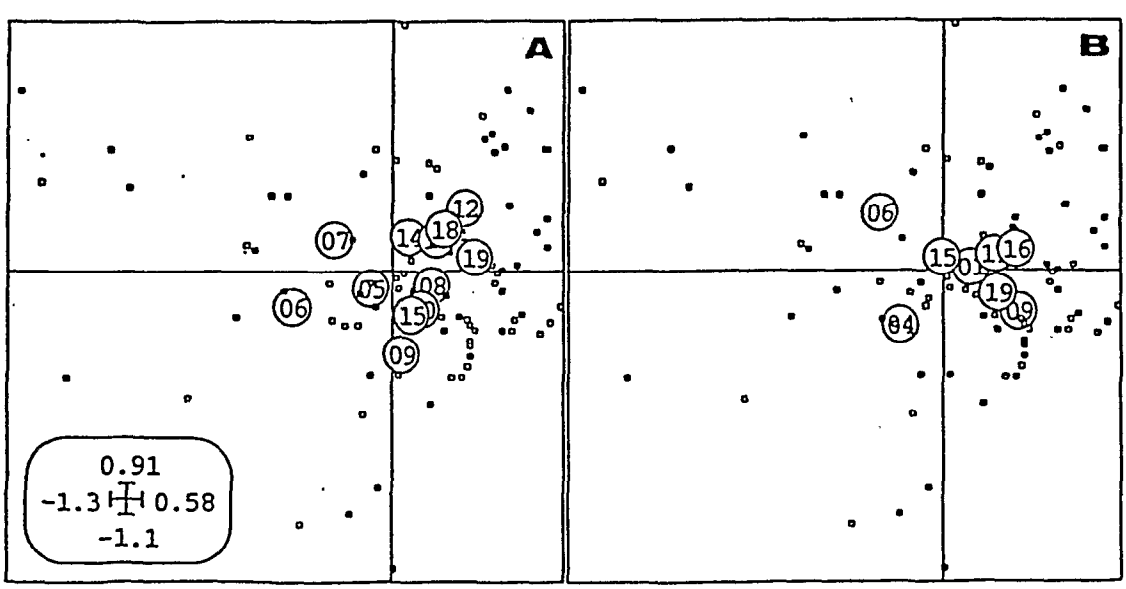


Fig. 6.15.- Projection du barycentre des campagnes (A) et des stations (B) sur le plan factoriel 3-4. (Les numéros encerclés correspondent aux barycentres des stations et les petits carrés aux points qui ont permis à les définir).

sont abondantes soit à toutes les stations, soit à celles de la partie médiane et amont (la station la plus amont prise en compte ici est la 11) à un groupe d'espèces à affinité plutôt marine (*Drepane africana, Pomadasys jubelini, Plectorhinchus macrolepis*).

La projection du barycentre des stations sur le plan factoriel 3-4, oppose sur l'axe 4, les stations 6, 11,15 et 16 aux stations 19, 9 et 4 qui sont situées en aval (fig. 6.15B).

L'axe 4 peut être assimilé à un axe d'opposition affinité estuarienne-affinité marine.

En plus des stations habituellement visitées dans le protocole d'étude standard, en octobre 1992 (fin de saison des pluies) et en février 1993 (saison sèche froide), une couverture plus complète du Saloum a été réalisée. Les stations 28 et 31 situées en amont du Saloum ont été échantillonnées.

Pour la campagne d'octobre 1992, les deux premiers axes expliquent respectivement 26 % et 18 % de l'inertie totale. Les espèces qui contribuent le plus à la formation de l'axe 1 sont *Sarotherodon melanotheron* (SME : 21 %), *Mugil cephalus* (MCE : 10 %), *Elops lacerta* (ELA : 10 %), *Ilisha africana* (IAF : 10), *Brachydeuterus auritus* (BAU : 10 %), *Ethmalosa fimbriata* (EFI : 9 %), *Liza falcipinnis* (LFA : 7 %) et *Chloroscombrus chrysurus* (CHL : 2%).

Cet axe oppose SME, MCE et ELA qui sont des espèces très euryhalines capables de vivre aux salinités élevées de l'extrême amont à BAU, IAF et CHL espèces surtout abondantes dans les stations aval (surtout 1 et 9) (fig. 6.16). L'examen de la figure 6.17 montre l'opposition entre les stations amont (28 et 31) et les stations aval à affinité marine (1 et 9) comme dans la première analyse factorielle, l'axe 1 est un axe de « marinité ».

Les espèces qui contribuent le plus à la construction de l'axe 2 sont : *Mugil cephalus* (MCU : 12 %), *Ilisha africana* (IAF : 8 %), *Mugil bananensis* (MBA : 7 %), *Sarotherodon melanotheron* (SME : 7 %), *Liza dumerili* (LDU : 7 %), *Cynoglossus senegalensis* (CYS : 6 %) *Brachydeuterus auritus* (BAU : 5 %), *Mugil cephalus* (MCE : 4).

L'axe 2 oppose MBA et MCU qui sont des espèces peu abondantes et capturées uniquement à la station 6 à SME, MCE, IAF plus abondantes et qui se localisent aux stations de l'aval ou de l'extrême amont du Saloum. Comme pour la première AFC, l'axe 2 est un axe lié à la permanence et à l'ubiquité des espèces.

En ce qui concerne la campagne de février 1992 (fig. 6.18 et 6.19), on retrouve pour l'axe 1 l'opposition stations de l'extrême amont station de l'aval. Toutefois en février, la différenciation entre stations de l'aval et de l'amont est moins nette qu'en octobre. L'axe 2 a la même signification que dans l'AFC précédente.

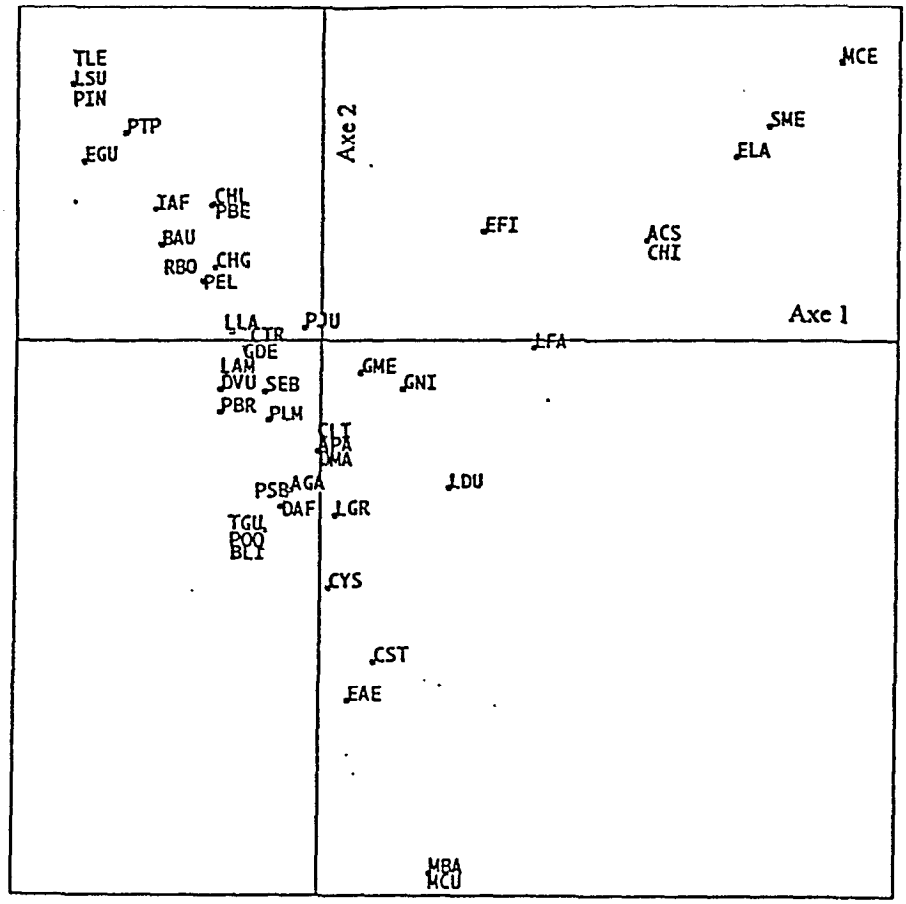


Fig. 6.16.- Analyse factorielle de la campagne d'octobre 1992 (projection des espèces, Cf. tableau 4.1. pour les codes des espèces).

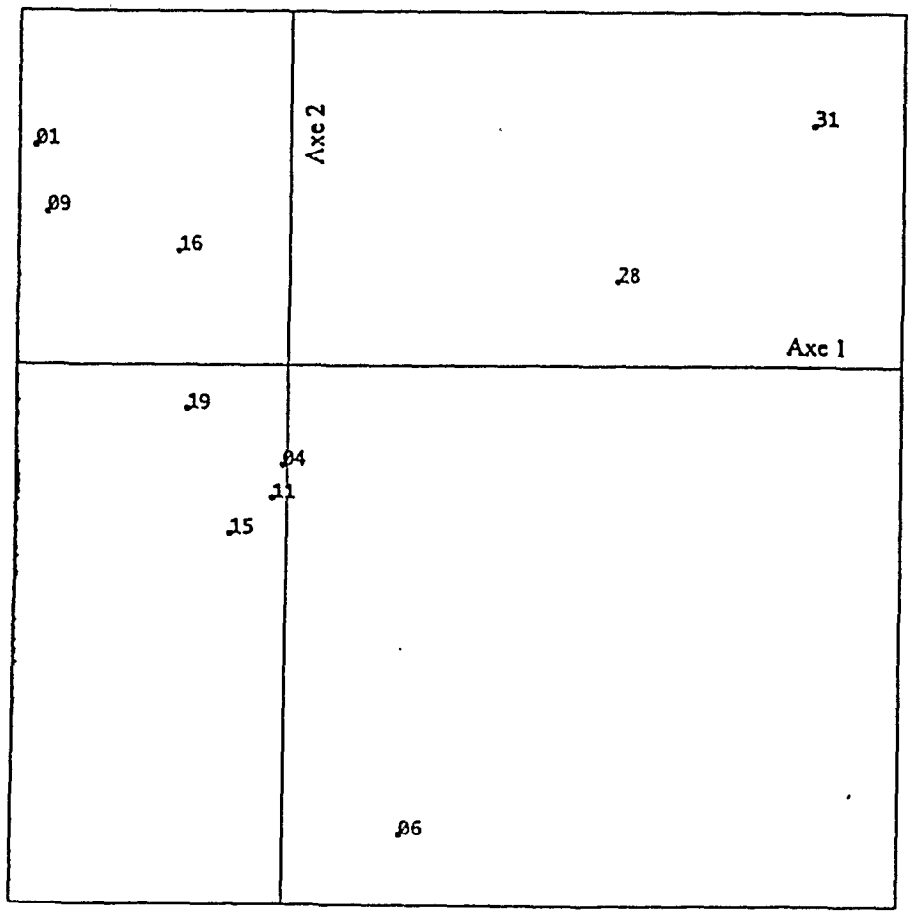


Fig. 6.17.- Analyse factorielle de la campagne d'octobre 1992 (projection des stations).

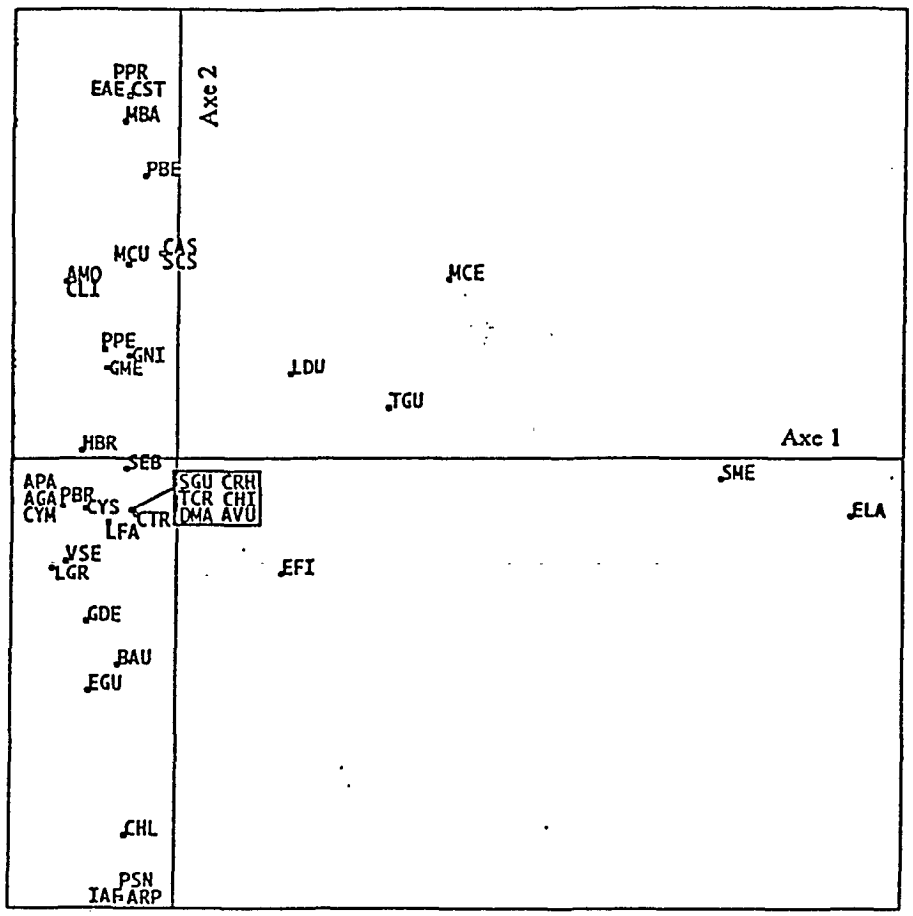


Fig. 6.18.- Analyse factorielle de la campagne février 1993 : (projection des espèces, Cf. tableau 4.1. pour les codes des espèces).

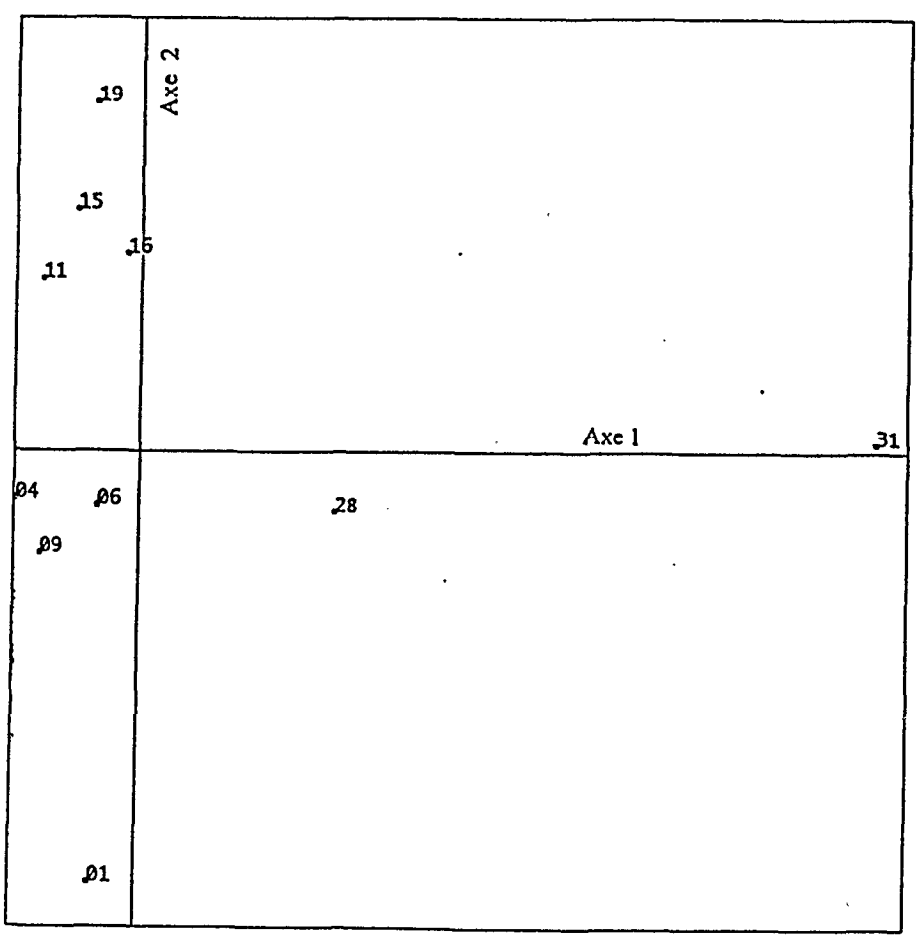


Fig. 6.19.- Analyse factorielle de la campagne février 1993 (projection des stations).

6.4. Permanence des structures spatio-temporelles.

Pour juger de la permanence dans l'espace des structures, les numéros des campagnes ont été projetés pour chaque station sur le plan factoriel 1-2 de l'AFC effectuée sur les données provenant de l'échantillonnage standard à la senne tournante (fig. 6.20).

A la station 1, la projection de tous les mois se situe dans la moitié droite du plan factoriel, ce qui exprime la pérennité du caractère marin de cette station. Au niveau de la station 4, on note un léger glissement vers le « pôle amont » c'est-à-dire le côté gauche du plan factoriel. Ce déplacement s'accentue à la station 6.

La station 9 présente une structure assez proche de celle de la station 1. En effet, seules deux campagnes ne sont pas dans la moitié droite du plan factoriel représentative de l'influence marine. Cette station comme la 1 est située dans une zone aval. Ce qui explique une certaine ressemblance de l'évolution des structures. Les stations 11, 15 et 16 ont des structures assez voisines avec la prédominance de « l'effet amont ».

La station 19 qui malgré sa localisation à l'embouchure du Saloum renferme un peuplement de poissons très proche de celui des zones amont, présente une structure plutôt caractéristique des milieux sous l'influence de « l'effet amont ».

De la même manière, pour apprécier les changements de structure d'une campagne à l'autre, les stations ont été projetées pour chaque sortie sur le plan factoriel 1-2 (fig. 6.21).

Durant la campagne 5 (4/1991), l'influence marine n'est nettement ressentie que dans les stations 1 et 9. A partir de la campagne 6 (7/1991), début de la saison des pluies, on assiste à un renforcement de l'influence marine au sein du peuplement qui se traduit par un déplacement des points-stations vers la moitié droite du plan factoriel 1-2. Cette tendance se maintient jusqu'à la campagne 7 (10/1991) c'est-à-dire la fin de « l'hivernage ».

A partir de la campagne 8 (12/1991) l'influence marine diminue et « l'effet amont » commence à se faire sentir comme en témoigne le glissement de tous les point-stations vers la gauche à l'exception des stations 1 et 9 qui demeurent marines. Cette réduction de l'influence marine subsiste pendant les campagnes de saisons sèche 9 (2/1992), 10 (4/1992) et 12 (6/1992) (les points-stations sont surtout dans la moitié gauche du plan factoriel).

A partir de la campagne, 14 (8/1992 ; saison des pluies), la « marinisation » de l'estuaire redémarre et se maintient jusqu'à la campagne 15 (10/1992 ; fin de la saison des pluies).

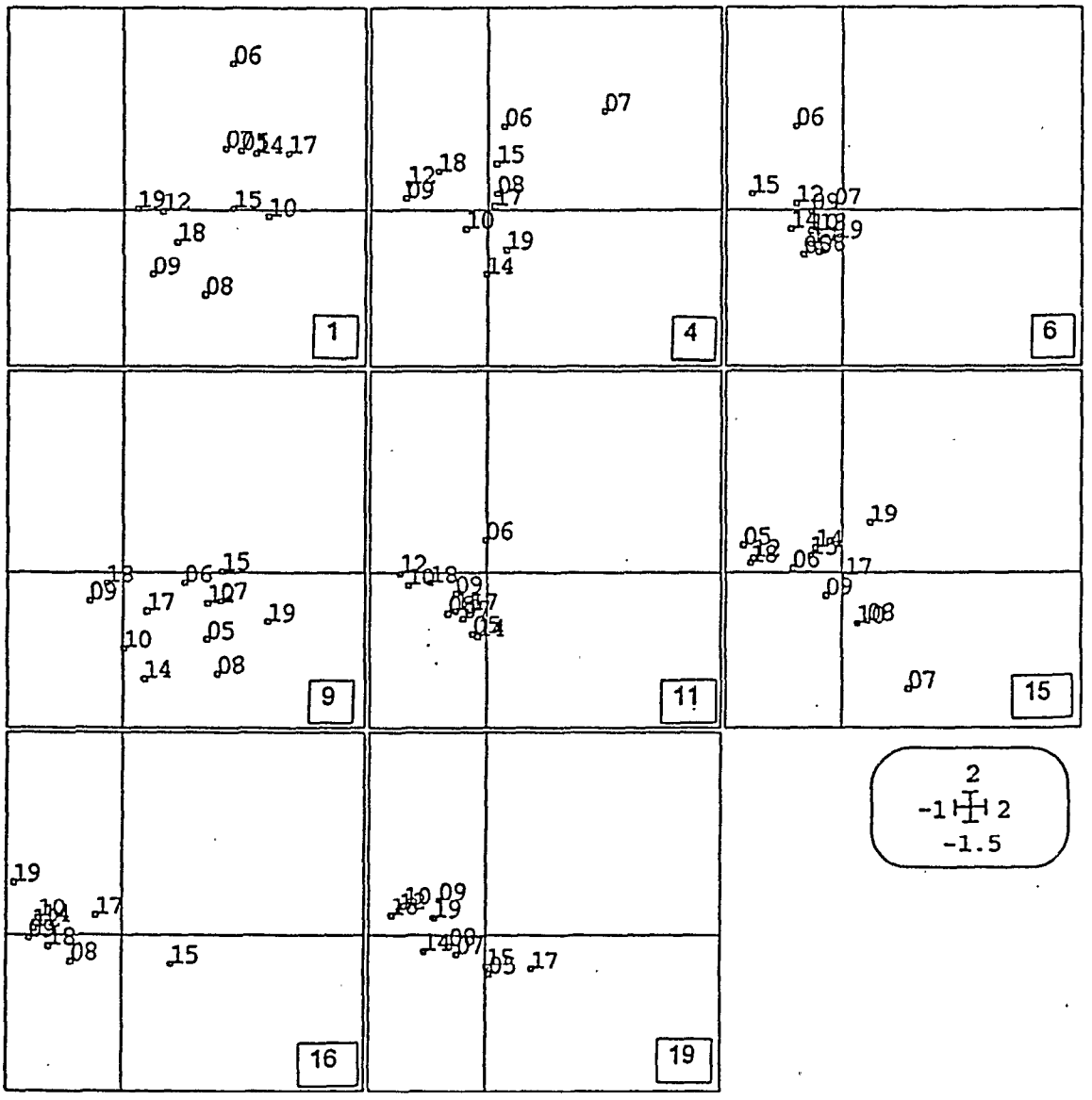


Fig. 6.20.- Projection des campagnes sur le plan factoriel 1-2 pour chaque station (numéro des stations = chiffres encadrés situés à l'angle inférieur droit des plans factoriels).

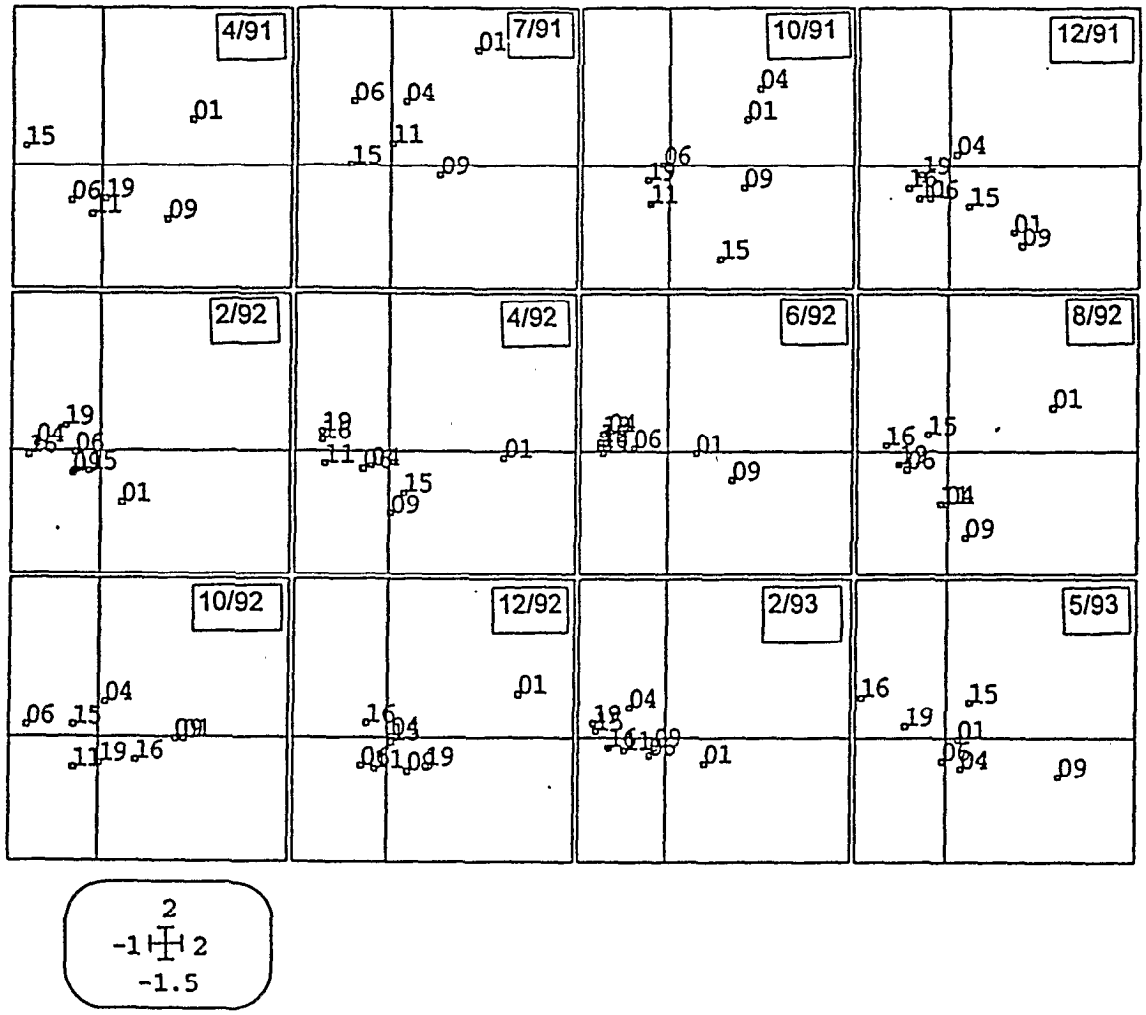


Fig. 6.21.- Projection des stations sur le plan factoriel 1-2 pour chaque campagne (numéro des campagnes = chiffres encadrés situés à l'angle supérieur droit des plans factoriels).

Durant la campagne 17 (12/1992), l'influence marine diminue partout sauf à la station 1. « L'effet amont » commence à se faire sentir à partir de la campagne 18 (2/1993) et persiste jusqu'à la campagne 19 (5/1993). Au terme de l'étude des variations temporelles de la structure des peuplements l'influence de la saison des pluies paraît évidente. Une représentation graphique du schéma théorique de la structuration temporelle des peuplements de poissons de l'estuaire est donnée dans la figure 6.22.

Pendant la saison chaude sèche, il n'y a pratiquement pas d'apport d'eau douce dans l'estuaire du Sine-Saloum. L'eau de mer entre dans l'estuaire et du fait de la forte évaporation est concentrée vers l'amont. On assiste alors à une augmentation de la salinité surtout vers l'amont. Cette augmentation de la salinité, chasse les espèces marines et estuariennes à affinité marine les moins euryhalines vers l'embouchure. C'est ce phénomène que nous avons appelé « effet amont ».

Durant la saison des pluies, il y a une dilution de l'eau hyperhaline. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau se rapprochent alors de celles de l'eau de mer. Ceci provoque une « marinisation » des peuplements de poissons : les espèces marines et estuariennes à affinités marines recolonisent les parties amont adjacentes.

A la fin de « l'hivernage », commence la saison froide sèche durant laquelle débute la concentration des eaux marines qui pénètrent dans l'estuaire. L'influence marine diminue et « l'effet amont » s'amorce. A la saison sèche chaude suivante le cycle recommence, plus ou moins marqué selon l'abondance et la durée des pluies.

6.5. Poids relatifs des dimensions temporelle et spatiale dans la variabilité de la structure des peuplements.

Afin de quantifier le poids de la variabilité temporelle et de l'hétérogénéité spatiale sur la structuration des peuplements de poissons, une AFC inter-campagnes et une AFC inter-stations ont été effectuées.

Le pourcentage total expliqué par l'effet campagne est de 18 % et celui lié à l'effet station est de 21 % (échantillonnage standard). Il apparaît donc que dans le Sine-Saloum, la variabilité spatiale est légèrement plus forte que la variabilité saisonnière.

Les résultats des analyses factorielles inter-campagnes et inter-stations pour les principales espèces sont consignés dans le tableau 6.1.

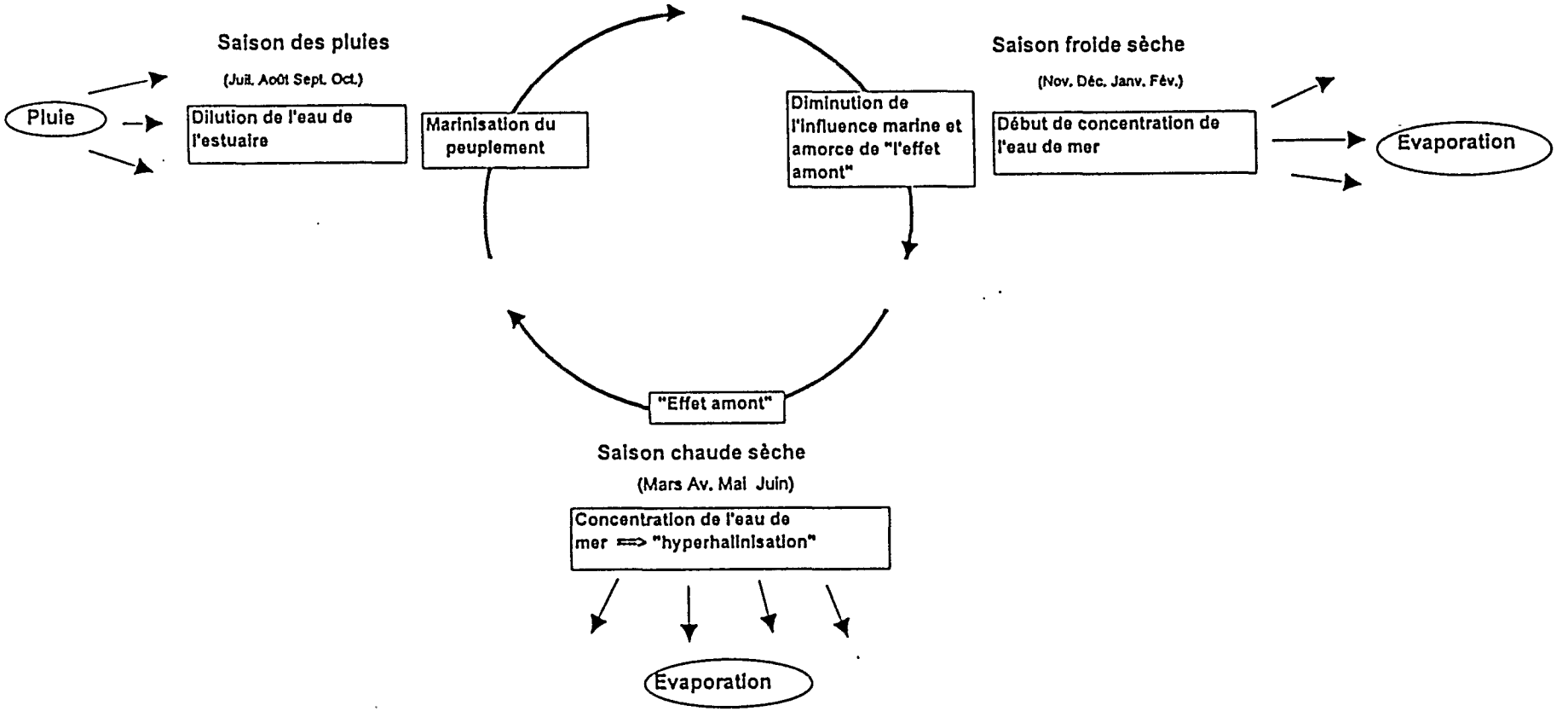


Fig. 6.22.- Schéma théorique de la structuration temporelle des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum.

Tableau 6.1. - Pourcentage de variance expliquée par les effets campagne et station pour les principales espèces de l'estuaire du Sine-Saloum

Nom de l'espèce	Code	Pourcentage de variance expliquée par l'effet campagne	Pourcentage de variance expliquée par l'effet station
Arius latiscutatus	AGA	27	14
Brachydeuterus auritus	BAU	26	36
Chloroscombrus chrysurus	CHL	15	33
Chaetodipterus lippei	CLI	12	15
Citarichthys stampflii	CST	4	4
Scomberomorus tritor	CTR	18	11
Cynoglossus senegalensis	CYS	12	24
Drepane africana	DAF	14	17
Dasyatis margarita	DMA	21	8
Epinephelus aeneus	EAE	12	14
Ethmalosa fimbriata	EFI	12	14
Ephippion guttiferum	EGU	13	17
Elops lacerta	ELA	34	5
Galeoides decadactylus	GDE	8	27
Eucinostomus melanopterus	GME	24	20
Gerres nigri	GNI	9	34
Ilisha africana	IAF	23	39
Liza dumerili	LDU	16	20
Liza falcipinnis	LFA	11	18
Liza grandisquamis	LGR	7	23
Mugil bananensis	MBA	21	18
Mugil curema	MCU	11	14
Psettodes belcheri	PBE	13	30
Pseudotolithus brachygnathus	PBR	28	9
Pseudotolithus elongatus	PEL	10	41
Pomadasys jubelini	PJU	49	8
Plectorhinchus macrolepis	PLM	9	8
Pomadasys peroteti	PPE	36	18
Sardinella maderensis	SEB	18	7
Tilapia guineensis	TGU	7	30

Les espèces les plus sensibles à l'effet campagne sont *Pomadasys jubelini*, *Pomadasys peroteti* et *Elops lacera*. Par contre la variabilité de *Citarichthys stampfli* est très peu liée (4 %) à l'effet campagne. Plusieurs espèces, notamment *Pseudotolithus elongatus* (41 %), *Ilisha africana* (39 %), *Brachydeuterus auritus* (36 %) et *Gerres nigri* (34 %) sont très sensibles à l'effet station. Des espèces comme *Citarichthys stampflii*, *Dasyatis margarita*, *Pomadasys jubelini*, *Elops lacera*, *Pseudotolithus brachygnathus*, *Plectorhinchus macrolepis* et *Sardinella maderensis* présentes à presque toutes les stations (à au moins 11 sur 12), ont un pourcentage expliqué par l'effet station faible <10 %.

La projection des espèces sur un graphique ayant en abscisse le pourcentage de variance expliquée par l'effet campagne et en ordonnée le pourcentage de variance expliquée par l'effet station (fig. 6.23) montre que les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-

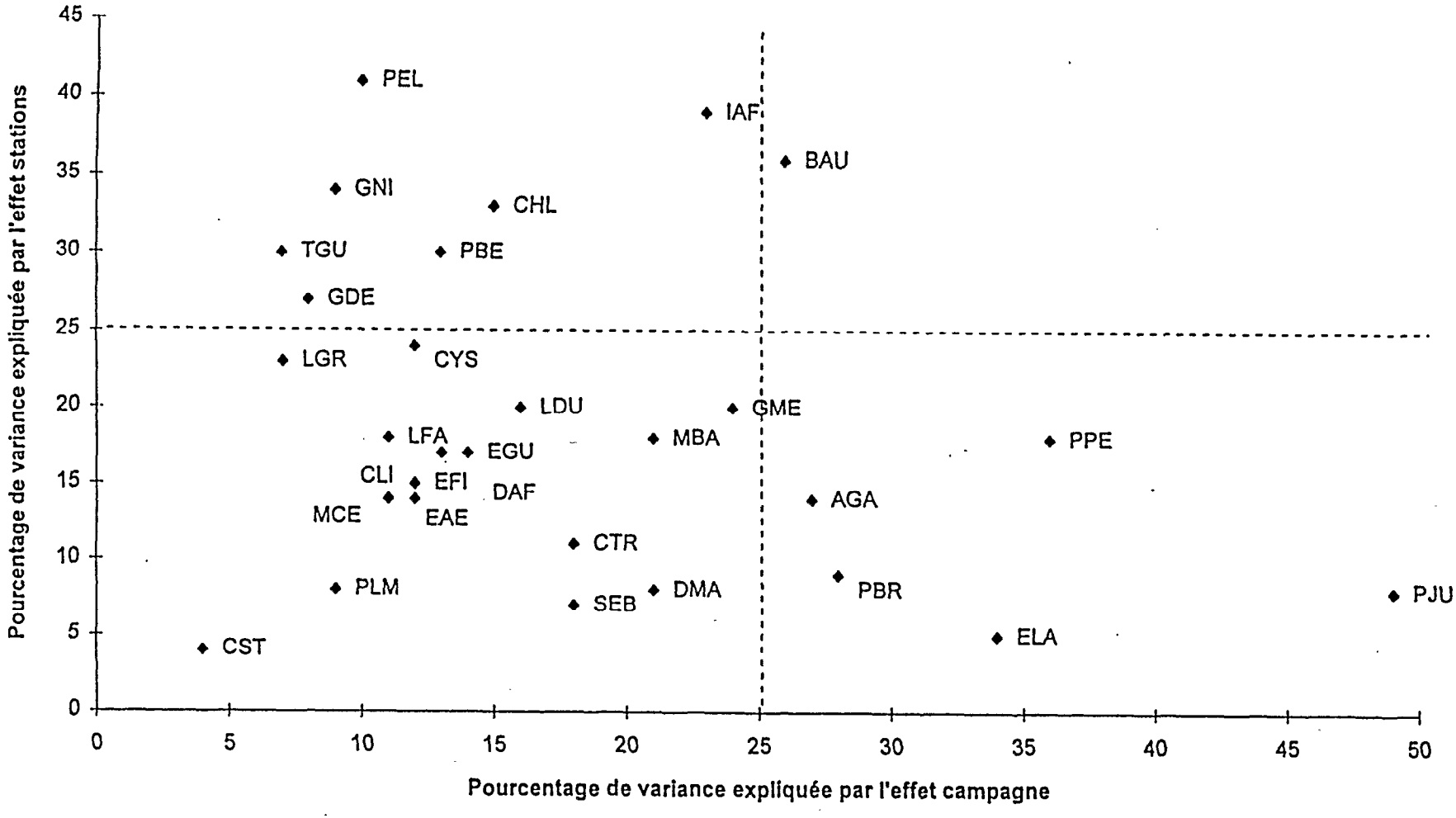


Fig. 6.23.- Projection des espèces sur le plan spatio-temporel (Cf. tableau 4.1. pour les codes des espèces).

Saloum comportent une majorité d'espèces peu sensibles aux variations spatiales et temporelles. Il s'agit de celles qui se situent sur le quart inférieur gauche du plan.

La structuration du groupe d'espèces (quart inférieur droit du plan) formé de *Pomadasys jubelini* (PJU), *Pomadasys peroteti* (PPE), *Elops lacerta* (ELA), *Pseudotolithus brachygnathus* (PBR) et *Arius latiscutatus* (AGA) est surtout liée aux variations saisonnières. *Brachydeuterus auritus* semble être la seule espèce à être fortement affectée à la fois par les effets campagne et station.

Le dernier groupe constitué de *Pseudotolithus elongatus* (PEL), *Ilisha africana* (IAF), *Gerres nigri* (GNI), *Tilapia guineensis* (TGU), *Psettodes belcheri* (PBE), *Chloroscombrus chrysurus* (CHL) et *Galeoides decadactylus* (GDE) (quart supérieur gauche du plan) renferme des espèces peu sensibles à l'effet campagne mais qui sont fortement influencées par l'effet station.

Discussion

Pour caractériser les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum, nous avons eu recours dans une première approche à des indices synthétiques tels que l'équitabilité et l'indice de diversité de Shannon. Ces indices ont beaucoup été critiqués (Hurlbert, 1971; Cousins, 1991). Les critiques tiennent surtout au fait que ces indices attribuent la même importance à toutes les espèces et qu'ils sont insensibles au remplacement d'espèces. Sans vouloir alimenter la polémique des partisans et détracteurs des indices de diversité, nous adopterons la même position que Fausch *et al.* (1990) qui constate que malgré les critiques et l'introduction de nouveaux indices, les indices classiques de Shannon et de Margalef (1957) donnent des résultats souvent équivalents voire meilleurs avec un coût généralement inférieur. Il est cependant souhaitable de combiner ces indices synthétiques à des méthodes complémentaires telles que les analyses multivariées et surtout de ne pas tirer des conclusions qui vont au-delà de ce que permettent ces indices (Dickman, 1968). De même, la connaissance des cycles bio-écologiques apporte beaucoup à l'interprétation fournie par ces indices.

L'analyse de l'évolution des effectifs et des biomasses sur l'ensemble de l'estuaire a mis en évidence des variations significatives de la variabilité des peuplements de poisson. Les stations où la variabilité est la plus forte correspondent à celles où la richesse trophique est la

plus grande (station 15 et 16 dans le Saloum et 1 dans le Bandiala). La forte variabilité à ces endroits serait liée à la présence principalement de formes juvéniles d'origine marine qui exploitent temporairement cette richesse trophique et qui à certaines périodes de l'année migrent en mer soit pour se reproduire soit parce que les salinités deviennent trop élevées.

Dans le cas des stations où la variabilité est faible, 11 et 19, les conditions de milieu très défavorables qui y règnent de manière quasi permanente empêchent le développement d'effectifs et de biomasses très importantes. Les effectifs et les biomasses étant toujours bas, la variabilité est faible.

Sur le plan temporel, l'action de la saison des pluies est sans doute le phénomène le plus marquant. Les pluies, par dilution des eaux sursalées de l'estuaire, rapprochent leur concentration en sels de celle des eaux marines, ce qui favorise une « marinisation » des peuplements de poissons. Ce phénomène peut paraître paradoxal, si l'on se réfère à ce qui se passent dans les estuaires « normaux », où la pluie par les crues qu'elle provoque tend plutôt à renforcer le caractère continental des peuplements de poissons (Skreslet, 1986 ; Albaret et Ecoutin, 1990 ; Nordby and Zedler, 1991).

Il est apparu, lors de l'analyse factorielle des correspondances des peuplements de poissons (section 6.3), une certaine relation entre l'espèce *Ethmalosa fimbriata* et les apports d'eau douce. La position de *Ethmalosa fimbriata* sur l'axe 3 (fig. 6.14) et surtout sa forte contribution (61 %) à sa construction, semblent indiquer une forte liaison entre les apports d'eau douce et l'abondance de cette espèce. Ceci pourraient expliquer les différences de biomasses d'ethmalose constatées entre le Sine-Saloum et d'autres MEL de l'Afrique de l'Ouest : la Gambie et la lagune Ebrié. En effet, dans ces deux milieux, où les apports d'eau douce sont plus abondants qu'au Sine-Saloum, les effectifs d'ethmalose sont nettement plus importants.

Les AFC inter-stations et inter-campagnes, ont montré que la variabilité spatiale est légèrement plus importante que celle liée à la dimension temporelle. Ceci est à relier au poids des stations 1 (aval Bandiala) et 9 (aval Diomboss) qui abritent des populations importantes d'espèces d'origine marine (*Brachydeuterus auritus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Galeoides decadactylus*...) qui sont peu abondantes en amont.

Globalement, l'effet de la variabilité temporelle (18 % de variance expliquée) et de l'hétérogénéité spatiale (21 %) sur la structuration des peuplements de poissons est relativement faible. Ceci serait lié au fait que le Sine-Saloum étant un milieu sursalé, il a dû s'opérer un tri des espèces qui y vivent : la majorité étant constituée d'espèces « robustes » capables de supporter les variations des facteurs du milieu.

7

Effet des facteurs de l'environnement sur la structuration des peuplements

7.- Effet des facteurs de l'environnement sur la structuration des peuplements.

7.1.-Méthodes

Sur la base d'une revue bibliographique (Diouf et Albaret, en prép.) et des résultats de l'étude des facteurs structurants de l'hydroclimat de l'estuaire du Sine-Saloum (section 2.3.4), les facteurs de l'environnement suivants ont été retenus pour l'étude des relations entre les variables du milieu et les peuplements : la transparence (mesurée par la profondeur de disparition du disque de Secchi), la salinité, la température, la concentration en pigments chlorophylliens, la distance à l'embouchure, la profondeur, l'état de la mangrove, le type de sédiment.

L'état de la mangrove et le type de sédiment sont évalués de manière semi-quantitative. En ce qui concerne la mangrove, la valeur 3 est affectée aux stations où la végétation est dense, 2 où elle est moyenne, 1 où elle est dégradée et 0 quand elle est absente. Pour le type de sédiment, la cotation est basée sur la proportion de sable. C'est ainsi qu'aux sédiments sableux, sablo-vaseux, vaso-sableux et vaseux correspondent respectivement les valeurs 3, 2, 1 et 0.

Les relations entre les peuplements et les variables du milieu ont été pendant longtemps abordées par des corrélations linéaires. Austin (1968) a montré que les relations abondance spécifique - facteurs de l'environnement sont en général curvilinéaires et que l'approche par corrélation linéaire, qui a longtemps été utilisée est vouée à l'échec. Les approches statistiques habituellement utilisées pour aborder les relations poissons-milieu privilégient soit l'analyse des données d'environnement soit celles des peuplements (Benzecri, 1973). L'analyse factorielle des correspondances sur variables instrumentales (AFCVI) utilisée ici présente l'avantage de travailler directement et simultanément sur les données de peuplements et d'environnement (Lebreton *et al.*, 1988 a). Cette méthode relativement récente (Digbu and Kempton, 1987), est particulièrement efficace pour étudier les relations entre les peuplements et le milieu (Ludwig and Reynolds, 1988 ; Lebreton *et al.*, 1988 a et b ; Prodon et Lebreton, 1994). Les principes de cette méthode sont décrits par Lebreton *et al.* (1991).

L'analyse factorielle des correspondances sur variables instrumentales (AFCVI) (Thioulouse *et al.*, 1995) comporte trois étapes :

- une analyse multivariée (dans notre cas une analyse en composantes principales) sur les variables instrumentales (ici les descripteurs du milieu),

- une analyse factorielle des correspondances sur les données de peuplements de poissons,

- la mise en relation de l'ACP des variables de milieu et de l'AFC sur les peuplements.

Une ACP des variables du milieu a été réalisée à la section 2.3.4. De même une AFC des peuplements de poissons a été effectuée à la section 6.2. Aussi, ne sera-t-il pas discuté ici de manière individuelle de l'ACP et de l'AFC. Nous nous intéresserons surtout aux résultats de la mise en relation de ces deux analyses et au complément d'information qu'ils apportent dans l'interprétation des axes de l'AFC effectuée sur les données de peuplements (section 6.2).

L'AFCVI permet de calculer le pourcentage de variance expliquée par les facteurs du milieu dans la structuration des peuplements. Elle peut également être appliquée à chaque variable de l'environnement individuellement. Elle permet dans ce cas de connaître le pourcentage de variance expliquée par cette variable. Au niveau spécifique également, il sera possible de connaître le poids de l'ensemble des facteurs ou de chaque facteur dans le schéma de distribution de chaque espèce.

7.2.- AFCVI sur l'ensemble des données (incluant les stations 28 et 31 situées dans la zone extrême amont du Saloum).

Une AFCVI a d'abord été effectuée sur chaque variable, puis la significativité de son effet sur les peuplements a été examinée par un test de permutation (Thioulouse *et al.*, 1995). Ce test consiste à permuter au hasard les lignes du tableau des données d'environnement et à calculer le pourcentage de variance expliquée par le nouveau jeu de données. Pour chaque test, cinq cents permutations ont été effectuées. Les pourcentages de variance obtenus pour chaque test sont représentés sous la forme d'un histogramme. La position du pourcentage de variance expliquée par les données réelles est indiquée sur l'histogramme par une flèche. Moins il y a de valeurs du pourcentage de variance expliquée issues des permutations supérieures à la valeur obtenue pour les données réellement observées, plus l'effet de la variable ou de l'ensemble de variables du milieu considérée (s) est significatif. Sur la figure 7.1 l'effet d'une variable est d'autant plus significatif que la position de la flèche est basse sur l'axe vertical correspondant à la base de l'histogramme.

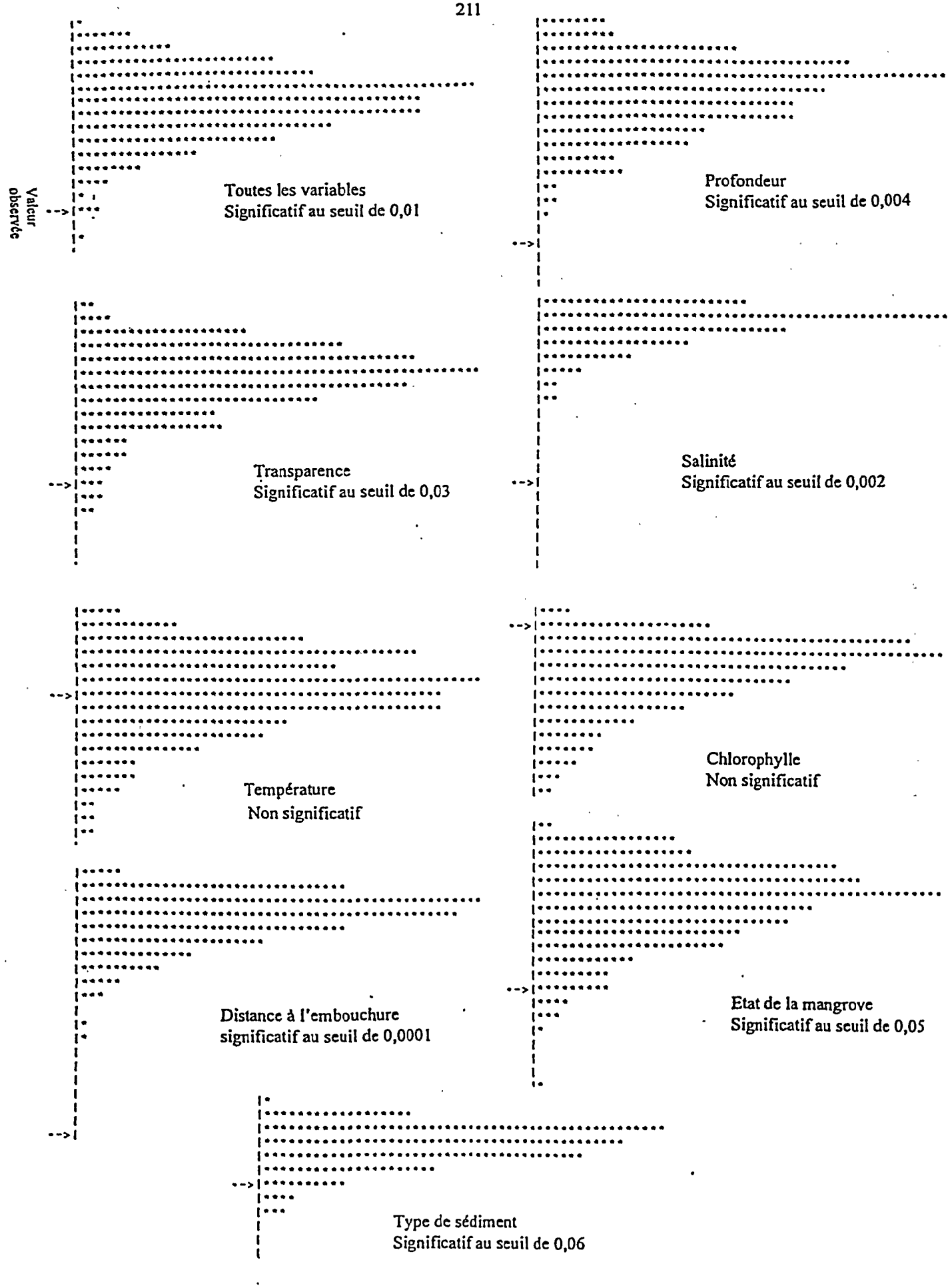


Fig. 7.1.- Test de significativité de l'action des facteurs du milieu sur les peuplements de poissons (échantillonnage standard + donnée des stations 28 et 31).

Après ce test, une AFCVI prenant en compte toutes les variables significatives a été réalisée. Comme le soulignent Prodon et Lebreton (1994) ce type de méthode autorise l'association de variables quantitatives et semi- quantitatives dans le même modèle.

Le pourcentage de variance expliquée par le modèle regroupant toutes les variables significatives ainsi que celui de chaque variable sont donnés dans le tableau 7.1 et les tests de significativité dans la figure 7.1.

Tableau 7.1.- Résultats de l'AFCVI incluant les données des stations situées dans la zone extrême amont du Saloum (28 et 31).

VARIABLES	POURCENTAGE DE VARIANCE EXPLIQUEE
Toutes les variables significatives	21
Profondeur	4
Transparence	3
Salinité	6
Distance à l'embouchure	8
Chlorophylle	non significatif
Température	non significatif
Etat de la mangrove	3
Type de sédiment	3

Comme on pouvait le prévoir, les variables dont l'effet est le plus significatif sont la distance à l'embouchure (8 % de variance expliquée) et la salinité (6 %). Ceci est dû au poids considérable pris par les stations 28 et 31 qui ont des distances à l'embouchure (respectivement de 75 km et 107 km) beaucoup plus grandes que celle des autres stations (le Bandiala fait environ 30 km de long et la partie du Diomboss étudiée 20 km) et des salinités également plus élevées pouvant atteindre 100.

Manifestement cette AFCVI sur l'ensemble des données ne fait ressortir que l'opposition entre la partie amont du Saloum et le reste du Sine-Saloum déjà constatée dans la section 6.2. La prise en compte des stations 28 et 31 semble masquer les effets des facteurs qui structurent les peuplements du Bandiala, du Diomboss et de la partie aval du Saloum. Pour vérifier cette hypothèse, les données des stations 28 et 31 situées dans la zone la plus amont du Saloum ont été retirées et une nouvelle AFCVI a été réalisée.

7.3. AFCVI sur les données de l'échantillonnage standard.

Comme précédemment, une AFCVI a été effectuée sur chaque variable et celles dont l'effet était significatif ont été retenues. Les variables significatives sont les mêmes que dans l'AFCVI des données incluant les stations de la partie extrême amont du Saloum (fig. 7.2).

Le pourcentage de variance expliquée (tabl. 7.2) par le modèle incluant toutes les variables prises en compte est de 13 %. Les descripteurs du milieu qui agissent le plus sur les peuplements de poissons sont par ordre décroissant : l'état de la mangrove (11 % de variance expliquée dans la structuration des peuplements), la transparence de l'eau et le type de sédiment (chacun 5 %), la distance à l'embouchure (4%), la salinité et la profondeur (chacune 2 %). La somme des pourcentages de variance expliquée par les facteurs individuellement (24 %) est supérieure à celle du modèle incluant toutes les variables (13 %). Ceci est à relier à la redondance de l'effet de certaines variables {distance à l'embouchure - type de sédiment (coefficient de corrélation r = 0,52 ; nombre de couples de valeurs N = 92), salinité - distance à l'embouchure (r = 0,49 ; N = 92), état de la mangrove - profondeur (r = -0,41 ; N = 92)}. La robustesse de l'AFCVI réside dans le fait que lorsqu'il y a redondance de l'effet de variables, la « partie » redondante n'est prise en compte qu'une fois dans l'analyse (Sabatier *et al.*, 1989).

Les résultats de l'AFCVI sur les données de l'échantillonnage standard c'est-à-dire n'incluant pas les stations 28 et 31 sont présentés dans le tableau 7.2 et les tests de significativité dans la figure 7.2.

A la lumière des nouvelles connaissances acquises sur l'action des variables du milieu sur les espèces (tabl. 7.2), il est intéressant de revenir sur l'interprétation de l'AFC sur les peuplements (fig. 6.11 ; section 6.2), notamment de celle de l'axe 2 auquel nous n'avions pas pu donner une interprétation écologique satisfaisante.

En examinant le comportement des espèces que l'axe 2 discrimine par rapport à la transparence (tabl. 7.2), on se rend compte qu'il oppose des espèces sensibles à ce facteur du milieu {*Pseudotolithus elongatus* (PEL ; 24 % de variance expliquée par la transparence), *Ilisha africana* (IAF ; 14 %), *Arius latiscutatus* (AGA) ; 6 %)} à un groupe qui l'est moins {*Chloroscombrus chrysurus* (CHL : 0,2 %), *Ethmalosa fimbriata* (EFI : 2 %), *Brachydeuterus auritus* (BAU :4 %) et *Scomberomorus tritor* (CTR : 5 %)}.

Par ailleurs, la projection des écarts à la moyenne réduits (c'est-à-dire divisés par l'écart-type) des variables de l'environnement (fig. 7.3) sur le plan factoriel 1-2 de l'AFC des

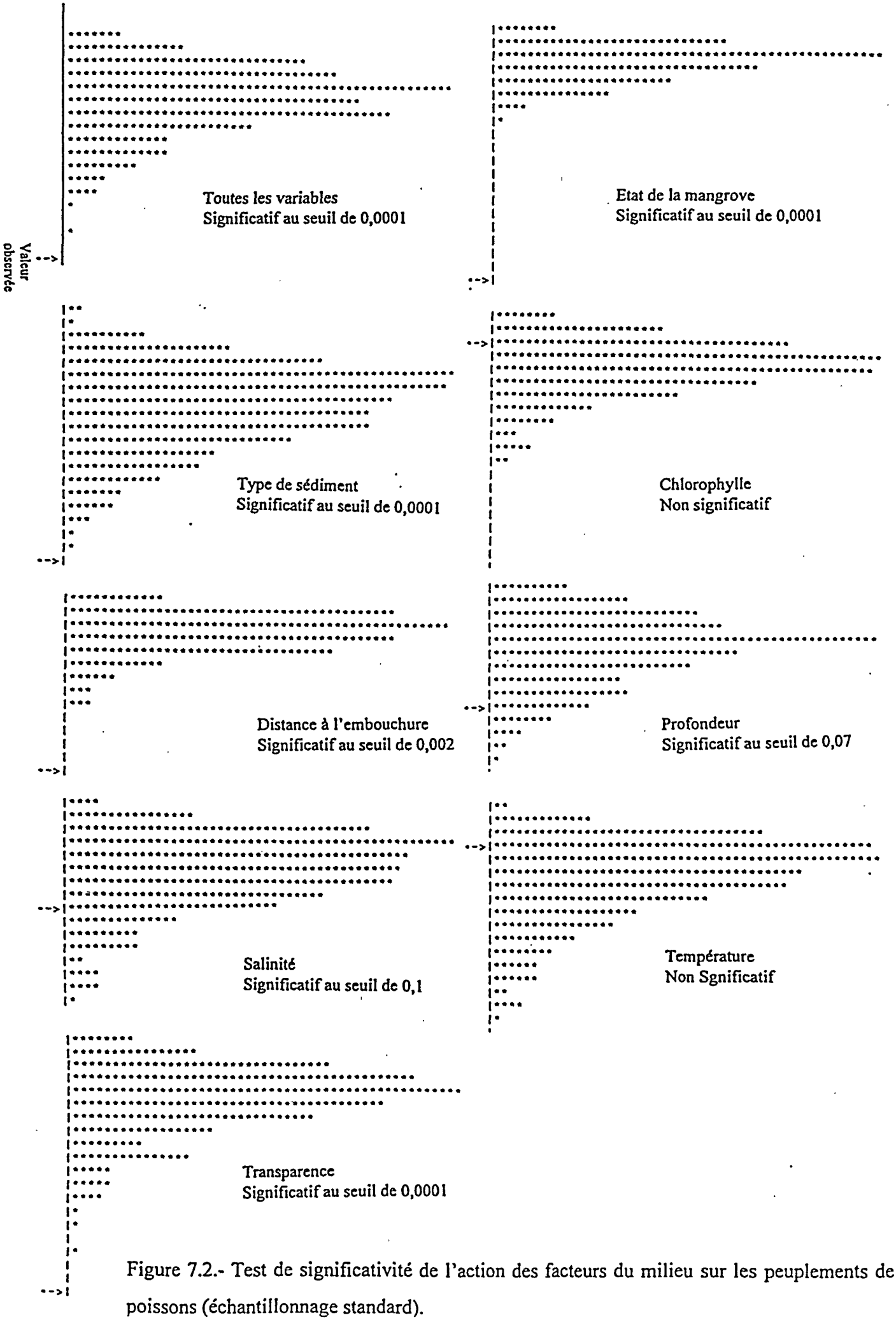


Figure 7.2.- Test de significativité de l'action des facteurs du milieu sur les peuplements de poissons (échantillonnage standard).

Tableau 7.2. Résultats de l'AFCVI (données de l'échantillonnage standard).

Nom	Code	Ttes variables	Pfdr	Trpce	Salin.	Dist.	Mangr.	Séd.
Arius latiscutatus	AGA	9	1	6	5	0,2	4	9
Brachydeuterus auritus	BAU	22	7	4	1	16	33	6
Chloroscombrus chrysurus	CHL	6	0	0,2	0,2	3	23	2
Chaetodipterus lippei	CLI	7	2	4	0,4	0,04	3	7
Citarichthys stampfli	CST	3	0,3	2	1	1	0,4	1
Scomberomorus tritor	CTR	11	4	5	1	0,4	2	1
Cynoglossus senegalensis	CYS	6	4	1	1	1	9	4
Drepane africana	DAF	3	2	1	1	0	9	1
Dasyatis margarita	DMA	2	1	3	1	0,1	2	1
Epinephelus aeneus	EAE	10	3	4	1	5	6	6
Ethmalosa fimbriata	EFI	9	6	2	0	3	4	1
Ephippion gutiferum	EGU	13	4	0	0	10	10	6
Elops lacerta	ELA	8	4	2	0,2	2	4	4
Galeoides decadactylus	GDE	14	1	8	1	8	2	13
Eucinostomus melanopterus	GME	6	1	2	0,2	3	15	10
Gerres nigri	GNI	17	3	11	0,2	4	24	13
Ilisha africana	IAF	28	5	14	7	14	31	7
Liza dumerili	LDU	9	3	0,5	5	3	12	4
Liza falcipinnis	LFA	12	0,4	0,2	1	11	9	1
Liza grandisquamis	LGR	3	1	0,4	1	0,4	9	4
Mugil bananensis	MBA	8	0	2	6	3	9	2
Mugil curema	MCU	6	1	2	0,2	4	7	4
Psettodes belcheri	PBE	3	1	1	0,2	0,05	6	11
Pseudotolithus brachygnathus	PBR	3	0,1	0,5	1	1	2	5
Pseudotolithus elongatus	PEL	31	3	24	4	9	19	17
Pomadasys jubelini	PJU	8	0,3	4	1	0,4	2	1
Plectorhinchus macrolepis	PLM	6	3	2	1	1	0,3	4
Pomadasys peroteti	PPE	8	1	1	3	4	13	1
Sardinella maderensis	SEB	9	2	5	0,2	1	1	5
Tilapia guineensis	TGU	6	1	1	0,08	6	8	21
POURC. TOT. EXPLIQUEE		13	2	5	2	4	11	5

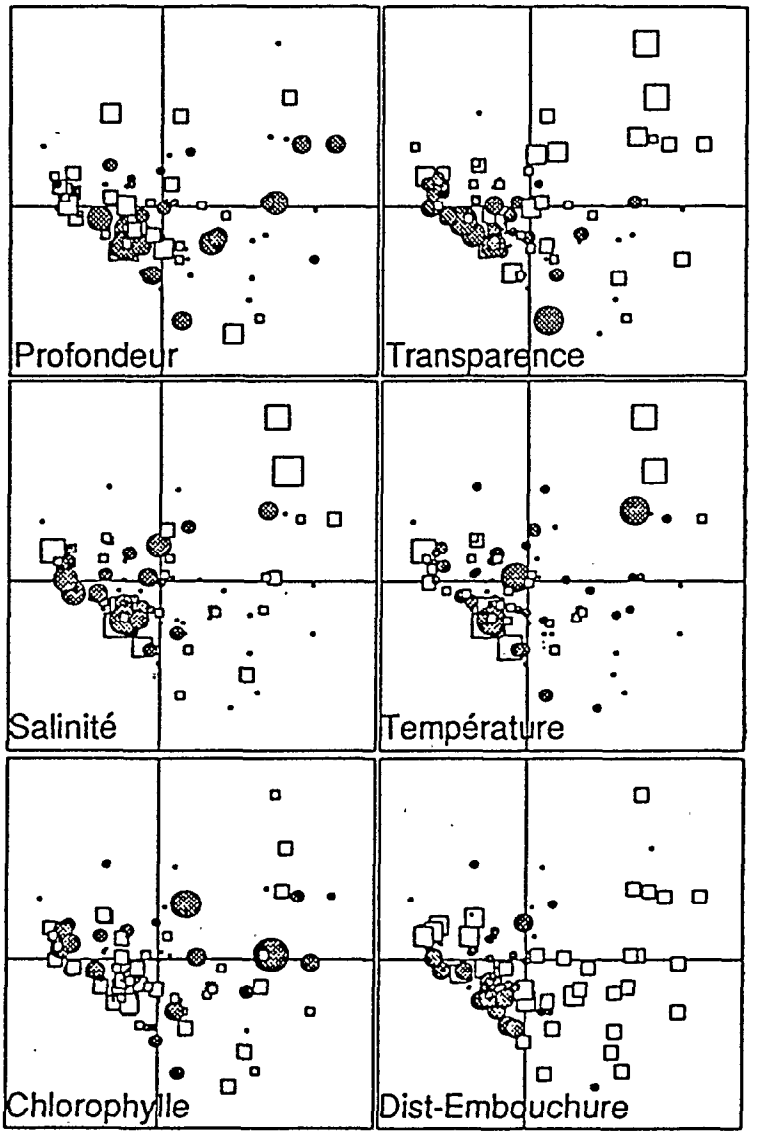


Figure 7.3.- Projection des écarts à la moyenne réduits des valeurs des différentes variables du milieu sur le plan factoriel 1-2 de l'AFC sur les peuplements (échantillonnage standard)

□ Valeurs inférieures à la moyenne

● Valeurs supérieures à la moyenne

peuplements montre, en ce qui concerne la transparence que les faibles valeurs se situent surtout dans la moitié supérieure du plan factoriel 1-2 et les fortes dans la moitié inférieure. Il apparaît ainsi que l'axe 2 est lié à la turbidité de l'eau.

Ce résultat sur l'existence de deux groupes d'espèces par rapport à l'action de la turbidité (ou de la transparence) est d'une importance capitale pour la compréhension de la structuration des peuplements des différents MEL de l'Afrique de l'Ouest, notamment en ce qui concerne la distribution spatiale des Clupeiformes. Ces derniers, éléments dominants de tous les MEL de l'Afrique de l'Ouest jouent un rôle essentiel dans l'écologie de ces écosystèmes (« poissons -fourrage »). Nous reviendrons sur ce résultat dans la discussion.

Les résultats des AFCVI réalisées sur l'échantillonnage standard et ceux des AFCVI effectuées sur les données incluant les stations de l'extrême amont du Saloum ont été comparés.

Tableau 7.3.- Comparaison des résultats des AFCVI sur les données incluant les stations 28 et 31 et de ceux des AFCVI sur l'échantillonnage standard.

VARIABLES	Pourcentage de variance expliquée pour les données incluant les stations 28 et 31	Pourcentage de variance expliquée pour les données de l'échantillonnage standard
Toutes les variables significatives	21	13
Profondeur	4	2
Transparence	3	5
Salinité	6	2
Distance à l'embouchure	8	4
Chlorophylle	non significatif	non significatif
Température	non significatif	non significatif
Etat de la mangrove	3	11
Type de sédiment	3	5

Comme on le suspectait, la prise en compte des données récoltées aux stations 28 et 31 (tabl. 7.3) atténue l'effet de certaines variables (transparence, abondance de la mangrove, nature des sédiments) au bénéfice de la distance à l'embouchure, de la salinité et de la profondeur. Elle a également pour effet de réduire la redondance entre les variables constatée. L'éloignement et la différence de caractéristiques morpho-édaphiques et de couvert végétal des bordures entre d'une part les stations 28 et 31 et d'autre part celles du reste du Sine-Saloum favorisent la diversification des situations environnementales et par suite diminuent les chances de co-variation des paramètres du milieu.

Cette comparaison permet de voir que, bien que significative, l'action de la salinité sur le Bandiala, le Diomboss et la portion du Saloum allant de l'embouchure à Foundiougne

(station 11) est relativement faible. Par contre, à l'amont l'effet se fait sentir avec plus d'acuité.

Discussion

Dans le Bandiala, le Diomboss et la partie aval du Saloum, les variables de l'environnement qui semblent le plus agir sur les peuplements de poissons sont l'état de la mangrove, la transparence (ou la turbidité) et le type de sédiment.

Les relations entre la mangrove et les peuplements de poissons sont à la fois multiples et complexes. La minéralisation de la forte productivité arborée (Odum and Head, 1975) libère dans le milieu à la fois des sels nutritifs (favorables au développement du phytobenthos et du phytoplancton) et des détritus associés à une faune microbienne qui améliore fortement leur valeur nutritive (William and Eric, 1972 ; Odum and Head, 1975 ; Twilley *et al.*, 1986 ; Alongi, 1988). Les productions phytoplanctoniques et phytobenthiques ainsi que l'importante biomasse épiphytique sur les racines des palétuviers (Rodriguez and Stoner, 1990) constituent une nourriture directement utilisable par certaines espèces de poissons. De plus via les communautés zooplanctoniques et zoobenthiques (Alongi, 1989) elles fournissent des ressources alimentaires riches et variées utilisées par certaines espèces de poissons (Robertson and Duke, 1987).

Par ailleurs, les racines échasses des *Rhizophora* et les racines pneumatophores des *Avicennia* constituent un abri pour les formes juvéniles (Krishnamuthy and Jeyaseelan, 1981 ; Robertson and Duke, 1987). Il semblerait également que l'ombre créée par les palétuviers réduise les contrastes et diminue ainsi la distance de perception des proies par les prédateurs (Helfman, 1981).

Une action notable de la turbidité, sur les peuplements de poissons des milieux estuariens a été signalée par plusieurs auteurs (Cyrus et Blaber, 1987 a, b et c ; Kneib, 1987 ; Baran, 1995 ; Diouf et Albaret, en prép.). La turbidité agit essentiellement de trois manières. Puisqu'elle est souvent liée à la teneur en phytoplancton et en matière organique, elle peut être un reflet de la richesse trophique du milieu. Dans ce cas, elle favorise le développement de biomasses importantes de poissons. La turbidité joue également un rôle de protection des formes juvéniles contre les prédateurs. En effet, son augmentation réduit considérablement l'efficacité des ichtyophages chassant à vue (Werner *et al.*, 1983 ; Gregory, 1993). En revanche, elle n'affecte que très peu la capacité des proies (qui sont souvent en banc où la surveillance du danger est assurée par l'ensemble des poissons) à détecter les prédateurs

(Hecht and Van der Lingen, 1992). Enfin, les trop fortes turbidités peuvent avoir une action défavorable sur les branchies des poissons filtreurs (Charles-Dominique, 1983).

Dans les estuaires de l'Afrique de l'Ouest, l'espèce dominante bien qu'appartenant souvent aux Clupeiformes, n'est pas partout la même. A la lumière des connaissances acquises sur les relations variables du milieu-peuplements (section 7.2), l'hypothèse la plus vraisemblable est que la turbidité serait le principal facteur régissant la répartition des espèces dominantes dans les MEL de l'Afrique de l'Ouest. A l'action de cette variable de l'environnement, s'ajoute l'effet des apports d'eau douce qui agissent principalement sur *Ethmalosa fimbriata* (section 6.3).

En se référant aux figures 7.2 et 6.11 (section 6.2) on voit que *I. africana* (IAF) et *Pseudotolithus elongatus* (PEL) se projettent dans le quart supérieur droit du plan factoriel 1-2 correspondant à de faibles valeurs de transparence (c'est-à-dire de fortes turbidités). Ceci atteste de la préférence de ces deux espèces pour les eaux turbides. Dans la Fatala, estuaire très turbide de Guinée, c'est aussi *I. africana* (IAF) qui domine numériquement suivi de *Pseudotolithus elongatus* (PEL) (Baran, 1995).

Dans les estuaires moins turbides *S. maderensis* ou *E. fimbriata* dominent. C'est ainsi que les espèces prépondérantes sont *E. fimbriata* en Casamance, *S. maderensis* en Gambie et au Sine-Saloum et *E. fimbriata* et *S. maderensis* dans le Rio Buba en Guinée Bissau.

Le type de sédiment, par le rôle qu'il joue dans le choix des habitats pour les espèces démersales, détritivores et benthophages est également une variable du milieu très importante (Cyrus and Blaber, 1987 a, b et c).

Dans la zone extrême amont du Saloum, l'éloignement par rapport à la mer et la salinité constituent les facteurs les plus structurants de l'ichtyofaune. Il a été prouvé que dans les estuaires, qu'ils soient « normaux » ou inverses, les zones les plus en amont ont toujours des salinités extrêmes, soit très fortes (Kinne, 1971) soit très faibles (Guelorget et Perthuisot, 1983). Or dans les deux cas, ces salinités sont défavorables à la plupart des organismes estuariens (Kinne, 1971 ; Gunter, 1961). L'influence néfaste des salinités extrêmes sur plusieurs espèces est due au fait qu'elles provoquent des troubles métaboliques, influent sur l'activité des organismes et diminuent la capacité des animaux à échapper aux prédateurs (Kinne, 1971).

Toutefois au Sine-Saloum, certaines espèces (*Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis*, *Elops lacerta* et *Liza falcipinnis*) parviennent à se maintenir aux très fortes

salinités. Il s'agit d'espèces appartenant au « peuplement de résistance » (section 4.3.1.) déjà mis en évidence dans un autre milieu hyperhalin, la Casamance (Albaret, 1987). Toutes à l'exception de *Elops lacerta*, sont des utilisatrices directes de la production primaire très abondante (mais presque seule ressource alimentaire) dans cette zone où les biomasses de zoobenthos et de zooplancton sont peu élevées à cause des fortes salinités (Diouf et Diallo, 1987). Les tilapias, l'ethmalose et les mulets sont essentiellement phytophages et souvent également détritivores. Ils se caractérisent par leur opportunisme alimentaire qui se traduit par un large spectre trophique (Fagade, 1971 ; Albaret et Legendre, 1985). *Elops lacerta* qui se nourrit des formes juvéniles des espèces précédentes est pratiquement l'unique prédateur de cette partie extrême amont.

Il est intéressant de comparer les facteurs de milieu qui structurent les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum à ceux qui sont habituellement évoqués pour expliquer l'organisation de l'ichtyofaune des MEL (section 1.1). Il apparaît que sur les six variables du milieu les plus fréquemment citées comme influant sur l'organisation des peuplements de poissons des MEL (turbidité, salinité, température, richesse trophique, nature des sédiments et profondeur) cinq agissent au Sine-Saloum si l'on considère qu'une bonne partie de l'influence de la mangrove sur les poissons est liée à la richesse trophique qu'elle génère[1]. Le fait que l'action de la température sur l'abondance des poissons de l'estuaire du Sine-Saloum ne soit pas significative est à mettre en relation avec les faibles amplitudes de variation de ce facteur dans ce milieu.

Il peut paraître surprenant que la mangrove, qui semble être un facteur très important dans la structuration des peuplements de poissons du Sine-Saloum, ne se trouve pas dans la liste des neuf facteurs les plus souvent considérés comme importants pour l'ichtyofaune. Ceci est dû, en partie du moins, au fait que dans plusieurs études, le rôle de la mangrove n'a pas été pris en compte. De plus, suivant les conditions locales, les facteurs explicatifs de l'organisation des peuplements ne sont pas forcément toujours identiques, même s'il y a un ensemble de facteurs explicatifs (turbidité, salinité, température) qui sont communs à plusieurs MEL (McLusky, 1993).

Globalement, l'action des facteurs du milieu sur les peuplements de poissons de l'estuaire (13 % de variance expliquée pour le Bandiala, le Diomboss et la partie aval du Saloum et 21 % si on inclut dans l'analyse les stations de l'extrême amont du Saloum) est

[1] Il ne faut toutefois pas oublier le rôle de protection contre la prédation.

faible. Les résultats que nous avons obtenus en utilisant la même méthode d'analyse dans le Rio Buba en Guinée Bissau sur les peuplements de poissons (50 % de variance expliquée par les descripteurs du milieu) (Dème *et al.*, 1994) et dans le lac de Guiers sur le zooplancton (49 %) (données non publiées) ainsi que ceux de Lebreton *et al* (1988) sur l'avifaune de la chaîne des Albères dans les Pyrénées-Orientales (96 %) sont nettement plus élevés.

L'examen de la composition spécifique des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum montre que l'ichtyofaune est essentiellement constituée d'espèces du « peuplement fondamental » des MEL de l'Afrique de l'Ouest (fig. 4.15 ; section 4.3.1). Ces espèces douées d'une grande plasticité éco-physiologique (Albaret et Diouf, 1994), supportent bien les variations des paramètres de l'environnement comme l'atteste leur abondance dans tous les types de MEL (aux caractéristiques physico-chimiques très contrastées) de la sous-région ouest africaine. De plus, au sein de ce peuplement fondamental, la proportion appartenant au « peuplement de résistance » est comparativement plus élevée au Sine-Saloum que dans tous les autres milieux à l'exception de la Casamance qui est également sursalée. Or cette composante semble s'adapter parfaitement à des situations environnementales défavorables, voire létales pour la plupart des autres espèces rencontrées habituellement dans des estuaires. C'est ainsi que dans la partie hyperhaline de l'amont de la Casamance au Sénégal (Albaret, 1987), dans des milieux fortement pollués comme une baie de la lagune Ebrié en Côte d'Ivoire et certaines lagunes du Gabon (Albaret comm. pers.) les espèces de ce « peuplement de résistance » sont pratiquement les seules à être abondantes voire présentes.

Tout se passe comme si les peuplements actuels de poissons du Sine-Saloum étaient le résultat d'une sélection qui n'aurait permis le maintien que d'espèces (et peut-être même des populations d'une espèce présentant des caractéristiques particulières) suffisamment « robustes » et tolérantes qui s'accommodent bien des valeurs atteintes par certaines variables du milieu (la salinité en particulier). Ceci expliquerait la faible action des facteurs de l'environnement sur les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum.

Très schématiquement, l'estuaire du Sine-Saloum présente deux principaux filtres écologiques :

- un premier, commun à tous les estuaires qui ne « laisse passer » que les espèces dont la plasticité éco-physiologique ou les adaptations comportementales permettent de vivre dans les MEL. Par rapport aux estuaires « normaux », ce filtre, au Sine-Saloum, du fait de la sursalure, laisse « passer » plus d'espèces marines et moins d'espèces continentales.

- un second, plus sévère que le premier, qui se situerait entre les zones modérément sursalées (Bandiala, Diomboss et la partie aval du Saloum) et la portion amont du Saloum franchement hyperhaline, c'est-à-dire la zone 8 (Cf. fig. 3.2). Ce filtre n'est franchi que par les espèces du « peuplement de résistance » (section 4.3.1).

Par ailleurs, dans l'estuaire du Sine-Saloum, il n'y a pratiquement pas de phénomène hydrologique ou climatique majeur déstructurant les peuplements de poissons et les variables de milieux. Le seul événement qui à l'échelle saisonnière agit de façon notable sur l'hydroclimat est la pluie qui dilue plus ou moins l'eau de l'estuaire. L'incidence de cette dilution, très progressive, même si elle est notable au début de la saison des pluies (chapitre 6) n'a pas l'ampleur de l'effet d'une crue. L'absence de phénomène déstructurant majeur au Sine-Saloum entraîne une différence de fonctionnement notable avec les estuaires « normaux » où l'action de la crue désorganise périodiquement la structure des peuplements (Skreslet, 1986 ; Albaret et Ecoutin, 1990 ; Nordby and Zedler, 1991).

Conclusion

Conclusion

Le déficit pluviométrique que connaît la zone sahélienne en général, et le Sénégal en particulier, depuis plusieurs décennies a fortement perturbé l'écosystème estuarien du Sine-Saloum. La modification de l'environnement dont la manifestation la plus évidente est sans conteste l'inversion du gradient de salinité et son corollaire, l'hyperhalinité des zones amont. Sous-jacentes à cette particularité, deux questions essentielles ont motivé et servi de trame, de fil conducteur à cette étude : ces modifications de l'environnement et en particulier la sursalure, ont - elles eu un effet négatif sur les ressources halieutiques ? Ont-elles affecté les fonctions écologiques de nourricerie, de zone de reproduction pour certaines espèces, d'enrichissement du milieu côtier adjacent ?

Des études antérieures à « l'hyperhalinisation » de l'estuaire du Sine-Saloum faisant défaut, une approche comparative avec les autres milieux estuariens et lagunaires (MEL) de l'Afrique de l'ouest a été adoptée. Cette démarche a été très fructueuse dans la mesure où elle a permis de constater que la richesse spécifique et les biomasses ichtyques du Sine-Saloum, malgré la sursalure sont relativement élevées sur une bonne partie de l'estuaire et seraient même supérieures à celles d'estuaires qualifiés de « normaux » comme la Fatala en Guinée.

Les biomasses relativement élevées rencontrées dans le Sine-Saloum seraient dues au fait que l'exportation de la richesse trophique vers les zones côtières adjacentes habituellement observées dans les estuaires normaux (Darnell, 1967 ; Day *et al.*, 1973 ; Odum *et al.*, 1974) est très faible dans le cas du Sine-Saloum. En effet, l'absence de crue et la faiblesse (voire l'absence pendant 9 mois de l'année) des apports d'eau douce limitent considérablement l'effet de chasse responsable de l'enrichissement des zones côtières. Contrairement à ce qui se passe habituellement dans les estuaires à fonctionnement classique, la richesse trophique issue de la mangrove n'est pas (ou est peu) exportée, mais est plutôt consommée sur place. Il apparaît qu'une des fonctions écologiques de l'estuaire, l'enrichissement des milieux côtiers adjacents est affectée par le déficit pluviométrique.

Le déficit pluviométrique, dans une certaine mesure, comporterait donc, à court et moyen terme, quelques avantages pour l'écosystème estuarien, dans la mesure où il permet une rétention de la richesse trophique du milieu. Toutefois à long terme, le déficit pluviométrique et l'hyperhalinité, par leurs effets néfastes sur la mangrove, principale source de matière organique de l'estuaire, risquent de faire baisser la productivité du milieu.

Ceci ne veut cependant pas dire qu'il n'y a pas d'échanges dans le sens estuaire - mer. En effet, les espèces marines qui utilisent l'estuaire comme nourricerie, en migrant au stade subadulte et/ou adulte en mer, assurent ainsi une exportation de biomasses importantes (Wagner, 1973 ; Hinchee, 1977), donc d'énergie (Yanez-Arancibia and Nugent, 1977).

En ce qui concerne la richesse spécifique, la diminution de l'influence continentale (absence de crue, diminution des apports d'eau douce), permet à un nombre plus important d'espèces marines de pénétrer dans l'estuaire. Le potentiel de colonisation par des espèces marines étant largement supérieur (plus de 300 espèces sur le plateau continental en face du Sine Saloum contre moins de 150 espèces dans les eaux continentales sénégalaises (Diouf *et al.*, 1991)), la disparition des espèces dulçaquicoles a été largement compensée par celles d'origine thalassique. Ceci expliquerait que malgré l'hyperhalinité, le nombre d'espèces rencontrées dans le Sine-Saloum soit élevé.

Les biomasses et la richesse spécifique élevées de l'estuaire du Sine-Saloum ne signifient nullement que l'augmentation de la salinité n'ait pas affecté les peuplements de poissons dans leur composition spécifique et leur structuration.

Le modèle théorique d'évolution des peuplements de poisson, issu de l'étude comparative des milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest, permet de mieux comprendre les étapes successives qui ont conduit les peuplements de l'estuaire du Sine-Saloum à leur état actuel. L'approche historique (Lévêque, 1994) a été d'un apport capital pour appréhender cette évolution.

Les enquêtes auprès des « anciens » ont permis de savoir qu'avant les années 20, quand la pluviométrie était encore élevée, le Sine-Saloum renfermait des espèces continentales. Il était alors un estuaire de type E (estuaire où les influences marines et continentales s'équilibrent plus ou moins) (fig. 4.15). Vers les années 30, une évolution en estuaire de type M (estuaire où l'influence marine domine) a dû se produire, avec des épisodes d'estuaire de type I (estuaire à gradient de salinité inversé) entre 1940 et 1946. Il ne devient apparemment de type I de manière durable qu'à partir de 1961.

Par ailleurs, l'organisation des peuplements de poissons des MEL de l'Afrique de l'Ouest est marquée par la prépondérance d'un groupe d'espèces (*S. maderensis, E. fimbriata, I. africana et P. elongatus*) dont l'une domine (soit exclusivement soit en association avec une des trois autres) en fonction des caractéristiques de l'estuaire. Les résultats de l'analyse des relations peuplements-environnemment (chapitre 7.) ont permis de mettre en évidence l'effet

de la turbidité sur ces espèces et d'apporter des éléments de réponse au problème du remplacement des espèces dominantes dans les MEL de l'Afrique de l'Ouest.

Dans les estuaires où la turbidité est forte comme la Fatala en Guinée, C'est *I. africana* et *P. elongatus* qui dominent numériquement. Par contre, dans les estuaires où les eaux sont plus claires (Sine-Saloum, Casamance, Gambie, Rio Buba), *S. maderensis* et/ou *E. fimbriata* sont les plus abondantes. Entre *S. maderensis* et *E. fimbriata* il semblerait que ce soit l'importance des apports d'eau douce qui détermine l'espèce dominante : la seconde n'étant très abondante que lorsque les apports d'eau douce ne sont pas faibles.

En outre, l'application d'une approche éthno-zoologique, a permis de découvrir une espèce nouvelle de mulet du genre *Liza* qui a été appelée *Liza bandialensis* du nom du bras principal dans lequel elle est le plus fréquemment pêchée. La taille maximale de cette espèce (572 mm) et la qualité de sa chair (très prisée par la population) font de cette espèce un sujet d'étude intéressant pour évaluer ses potentialités aquacoles.

En ce qui concerne la variabilité temporelle (dont le pourcentage de variance expliquée dans la structuration des peuplements est de 18 %) et l'hétérogénéité spatiale (21 %), qui ont été étudiées grâce à des analyses factorielles des correspondances inter-campagnes et inter-stations, elles sont toutes deux apparues relativement faibles pour un milieu estuarien, écosystème réputé fortement structuré par le temps et l'espace (Perkins, 1974 ; Day and Yanez-Arancibia, 1985 ; Day et al., 1989 ; Wotton, 1989).

Il convient donc de reconsidérer le paradigme de la forte variabilité dans les milieux estuariens. En effet, dans les milieux soumis à un stress important (hyperhalinité dans le cas du Sine-Saloum), il se produirait une sélection très sévère des espèces. Seules les plus « robustes », c'est-à-dire ayant une forte plasticité éco-physiologique, parviennent à s'établir. Ces espèces sont très peu sensibles aux variations des facteurs de l'environnement d'où une faible variabilité spatio-temporelle.

A cette faible variabilité liée à la « robustesse » des espèces, il faut ajouter pour le Sine-Saloum l'absence d'un phénomène hydrologique majeur comme la crue qui déstructurerait périodiquement les peuplements.

L'utilisation d'analyses factorielles sur variables instrumentales, méthodes très performantes pour l'étude des relations entre les paramètres de l'environnement et les peuplements (Ludwig and Reynolds, 1988 ; Lebreton *et al.*, 1988 a et b ; Prodon et Lebreton, 1994) a permis de constater que pour les mêmes raisons de « robustesse » des espèces

présentes dans l'estuaire, l'effet des variables du milieu sur la structuration des peuplements est faible. Dans le Bandiala, le Diomboss et la partie aval du Saloum les facteurs du milieu qui agissent le plus sur les peuplements sont l'état de la mangrove, la transparence de l'eau, la nature des sédiments. L'action de la salinité n'est réellement significative que très en amont. En comparant ces facteurs structurants les peuplements de poissons du Sine-Saloum à ceux des autres estuaires à travers le monde (section 1.1), on se rend compte que les mêmes variables jouent un rôle important dans les autres MEL.

L'abondance des juvéniles qui constituent environ 85 % des effectifs dans l'estuaire et l'activité génésique relativement forte toute l'année pour un nombre assez important d'espèces et à presque toutes les stations (à l'exception de la zone sursalée de l'extrême amont du Saloum), montre que les fonctions écologiques de nourricerie et de zone de reproduction sont conservées. La fonction de dépendance estuarienne, au sens où le Sine-Saloum constitue un habitat essentiel (Chao *et al.*, 1985 ; Blaber *et al.*, 1989) pour plusieurs espèces (*Sardinella maderensis, Epinephelus aenus, Pseudotolithus brachygnathus, P.senegalensis, Scomberomorus tritor, Sphyraena afra, S. guachancho, Mugil cephalus, Elops lacerta, E. senegalensis....*) dont les éco-phases adultes vivent en mer, est toujours assurée et semblerait-il de façon plus importante car la composante marine de l'ichtyofaune s'est renforcée du fait de la réduction de l'influence continentale.

Afin d'avoir une vision synthétique de la dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons, de leurs relations avec les facteurs de l'environnement et de leurs caractéristiques biologiques, un schéma théorique a été élaboré (fig. 8.1).

L'estuaire présente deux filtres écologiques pour les poissons :

- le premier commun à tous les MEL, mais dont le fonctionnement est modifié au Sine-Saloum par la sursalure,

- le deuxième, plus sélectif, interne à l'estuaire et lié à l'hyperhalinité. C'est ce filtre qui contrôle essentiellement la colonisation de la zone amont du Saloum par les espèces de l'aval.

Le fonctionnement du premier filtre, situé à « l'entrée » de l'écosystème est étroitement lié à la succession des saisons. En saison des pluies, les apports d'eau douce, diluent les eaux estuariennes. Cette dilution a pour effet de rapprocher les valeurs de la salinité des eaux du Sine-Saloum de celles des eaux marines. Durant cette période, le filtre est plus lâche pour les espèces marines qui pénètrent en plus grand nombre dans l'estuaire.

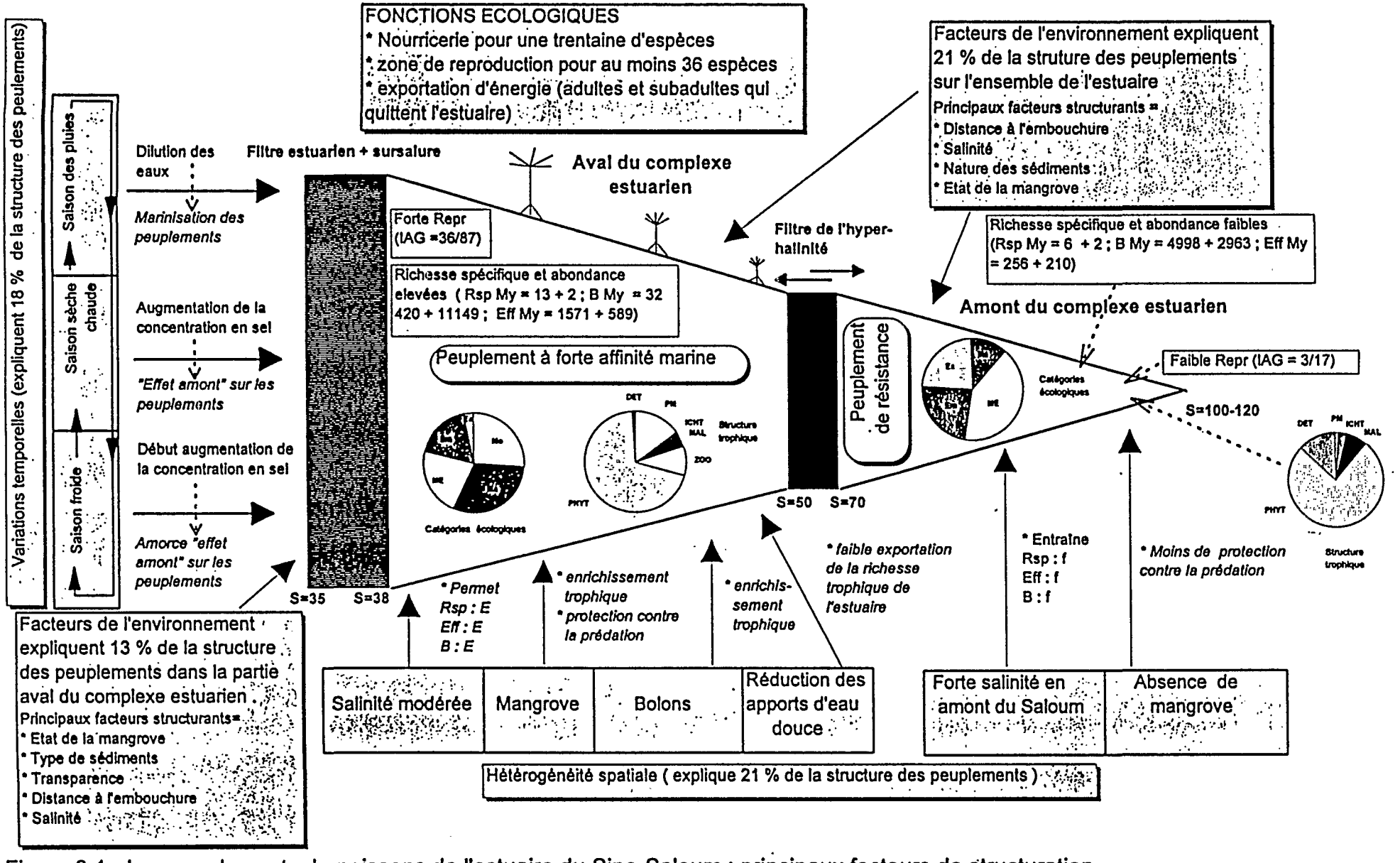


Figure 8.1.- Les peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum : principaux facteurs de structuration.
(S = salinité ; Rsp = richesse spécifique ; Eff = effectif ; B = biomasse (g) ; My = moyenne par coup de pêche ; f = faible ; E = élevée ; IAG = indice d'activité génésique = nombre d'espèces se reproduisant dans le milieu / richesse spécifique globale ; Es = formes estuariennes strictes ; Mo = formes marines occasionnelles ; Ma = formes marines accessoires ; ME = formes marines-estuariennes ; Em = formes estuariennes d'origine marine ; DET = détritivores ; PM = prédateurs mixtes ; PHYT = filtreurs à tendance microphytophage ; ZOO = filtreurs à tendance zooplanctonophage ; MAL = malacophages ; ICHT = ichtyophages).

En saison sèche froide, débute la concentration des eaux estuariennes, les espèces les plus sténohalines n'arrivent plus à passer le filtre.

Pendant la saison sèche chaude, la salinité dans l'estuaire atteint son maximum. Le filtre est alors plus sélectif et seules les espèces les plus euryhalines arrivent à coloniser l'estuaire.

En ce qui concerne le filtre de l'hyperhalinité, il est également, comme le premier fortement influencé par les saisons. Son emplacement, subit une translation vers l'amont en saison des pluies et vers l'aval en saison sèche. En saison sèche froide, le filtre occupe une position intermédiaire entre celle de « l'hivernage » et la saison sèche chaude. La zone de balancement de ce filtre se situe dans la zone 7 (Cf. fig. 3.2).

Sur le plan spatial, quatre phénomènes majeurs influent sur la structuration des peuplements de poissons :

- Dans la partie aval du complexe estuarien du Sine-Saloum, les salinités modérées, permettent le développement d'une ichtyofaune riche en espèces et abondante. Par contre en amont les fortes salinités limitent le nombre d'espèces et l'abondance des poissons.

- La présence d'une mangrove relativement luxuriante en aval, par l'enrichissement trophique du milieu, la protection contre la prédation et la diversification des types d'habitats favorise une richesse spécifique et des effectifs élevés. La partie amont, dépourvue de mangrove, ne bénéficie que très peu de l'effet bénéfique de la mangrove.

- Les bolons, généralement bordés par une mangrove haute et dense contribuent à l'enrichissement de la portion aval du complexe.

- La réduction des apports d'eau douce fait que, contrairement à ce qui se passe dans les « estuaires normaux », la richesse trophique du milieu n'est que très peu exportée. Les peuplements de poissons de la partie aval, où la salinité n'est pas trop élevée, profitent ainsi de ressources alimentaires abondantes.

Ce schéma global peut être localement modifié par des conditions de milieu particulières. Ainsi, le fort hydrodynamisme à l'embouchure du Saloum (station 19 Cf. fig. 3.2) empêche la colonisation de cette zone par un grand nombre d'espèces et le développement de biomasses et d'effectifs importants. Par ailleurs, le faible renouvellement des eaux de la portion médiane du Bandiala (zone 2 Cf. fig. 3.2) influe négativement sur la richesse spécifique, l'abondance et les biomasses de poissons de cette partie de l'estuaire.

Pour ce qui est des différentes catégories écologiques rencontrées dans l'estuaire, l'action du filtre de l'hyperhalinité fait disparaître en amont les formes marines occasionnelles, réduit considérablement le pourcentage des formes marines accessoires et augmente celui des formes marines-estuariennes, des formes estuariennes d'origine marine et des formes estuariennes strictes.

La structure trophique (en effectif) de l'estuaire du Sine-Saloum se caractérise par la prédominance des filtreurs à tendance microphytophage. L'amont se distingue de la partie aval par un pourcentage de détritivore plus élevé.

L'examen de l'effet du filtre de l'hyperhalinité sur les peuplements de poissons indique une simplification du système amont du complexe estuarien du Sine-Saloum (fig. 8.2).

Au terme de cette étude, il nous paraît indispensable pour les recherches futures à mener dans les milieux estuariens et lagunaires (MEL) de l'Afrique de l'Ouest d'axer la réflexion sur les échanges entre les MEL et les écosystèmes adjacents (mer, partie fluviale, bolons...) qui semblent influer fortement sur la structuration des peuplements de ces milieux. La nature et l'importance de cette influence déterminent le type de MEL (Cf. section 4.3.1). Par ailleurs, l'Afrique de l'Ouest, par la diversité des types d'estuaires et de lagunes qu'on y rencontre (Albaret, 1987 ; Diouf et Dème, 1992 ; Albaret, 1994 ; Albaret et Diouf, 1994 ; Komer *et al.*, 1994 ; Dème *et al.*, 1994 ; Baran, 1995), représente un cadre privilégié pour l'étude de l'incidence des MEL sur les zones côtières.

Dans le moyen terme, les résultats de cette présente étude, seront comparés à ceux d'un travail complémentaire en cours sur l'exploitation halieutique[1]. Ceci, afin de vérifier la nature et la force des relations entre la ressource et les stratégies d'exploitation. Dans quelle mesure l'abondance des poissons détermine-t-elle les modalités d'exploitation ? Dans quelle mesure l'exploitation modifie-t-elle l'abondance totale et la structure des peuplements ?

Dès à présent, la plupart de nos résultats, notamment ceux sur l'inventaire ichtyofaunistique, les cycles bio-écologiques, les patrons de distributions spatio-temporelles et l'action des facteurs du milieu, sont utilisables dans un souci, à la fois d'une préservation des ressources naturelles et d'une exploitation plus judicieuse des ressources halieutiques.

[1] Thèse entreprise dans le cadre du même programme de recherches, « système-pêche » de l'estuaire du Sine-Saloum et qui sera soutenue à l'USTL en 1996. Les travaux sur l'exploitation halieutique et l'écologie des peuplements de poissons ont été conçus de façon complémentaire.

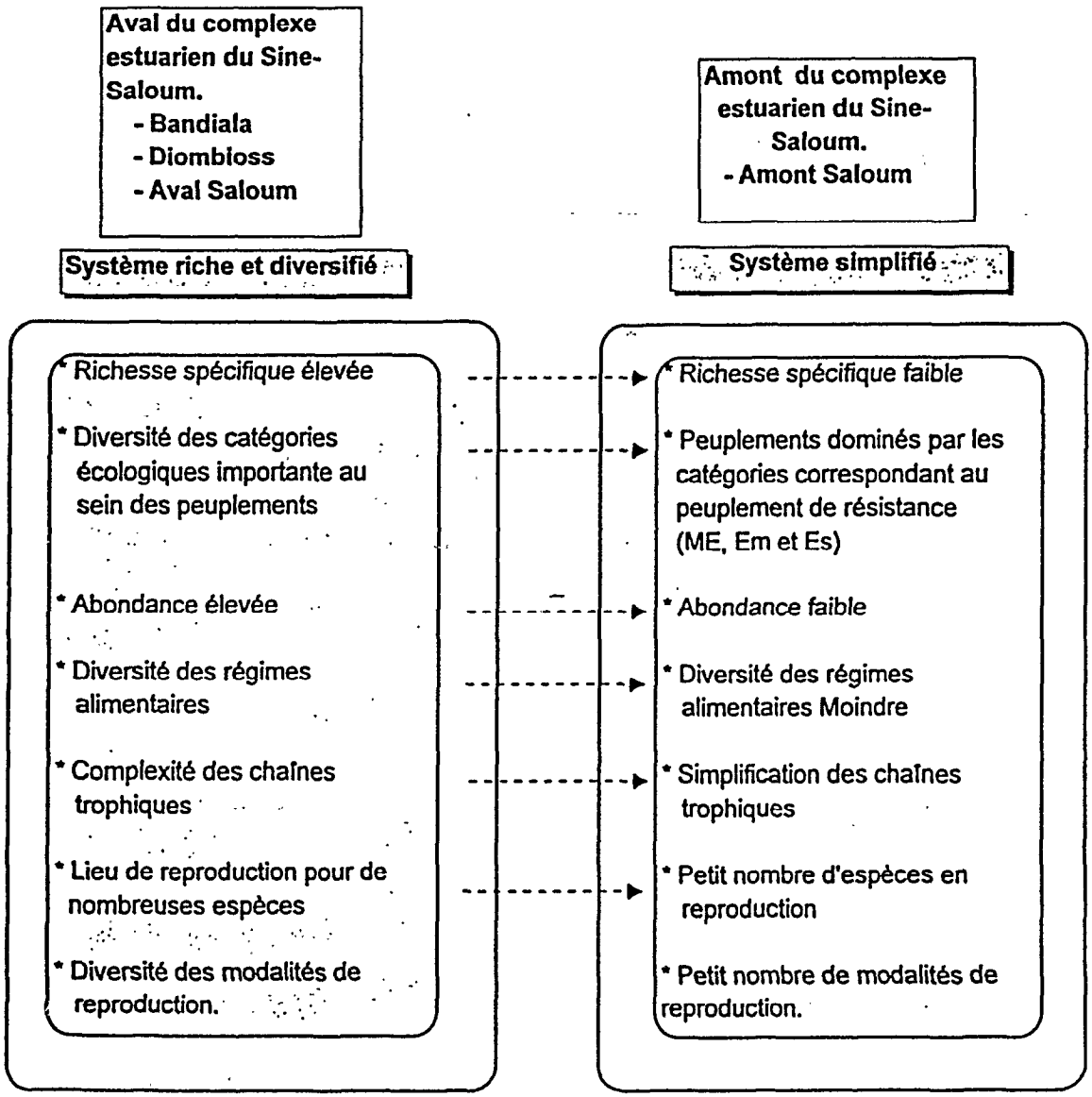


Fig. 8.2.- Comparaison des peuplements de poissons des parties aval et amont du complexe estuarien du Sine-Saloum (ME = formes marines - estuariennes, Em = formes estuariennes d'origine marine, Es = formes estuariennes strictes).

Bibliographie

Bibliographie

AGBOGBA (C.) et DOYEN (A.), 1985.- La mangrove à usages multiples de l'estuaire du Saloum (Sénégal). Pub. UNESCO-MAB-COMAR, 145 p.

ALBARET (J.J.), 1977.- La reproduction de l'Albacore (*Thunnus albacores*) dans le golfe de Guinée. Cah. ORSTOM, série Océanogr., 15 (4) : 389-419.

ALBARET (J.J.), 1987.- Les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse. Rev. Hydrobiol.trop., 20 (3-4) : 291-310.

ALBARET (J.J.), 1991.- Techniques d'échantillonnage des peuplements de poissons. Document présenté à la réunion « peuplements ichtyologiques à Paris du 20 au 21 juin 1991, 8 p., multigr.

ALBARET (J.J.), 1992.- Mugilidae. *In* : Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Tome II. LEVEQUE C. PAUGY D. et TEUGELS G.G. (Edits.) : 780-791.

ALBARET (J.J.), 1994.- Les poissons : biologie et peuplement. *In* : Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II - Les milieux lagunaires, Paris , DURAND J.R., DUFOUR P., GUIRAL D. et ZABI S.G.F. (Edit.) : 239-279.

ALBARET (J.J.) et CHARLES-DOMINIQUE (E.), 1982.- Observation d'un phénomène de maturation sexuelle précoce chez l'éthmalose, Ethmalosa fimbriata Bowdich, dans une baie polluée de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan, 13 (2) : 23-31.

ALBARET (J.J.) et DIOUF (P.S.), 1994.-Diversité des poissons des lagunes et des estuaires ouest-africains. *In* : Diversité biologique des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique. TEUGELS G. GUEGAN J.F.et ALBARET J.J. (Edit.). Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool., 275 : 165-177.

ALBARET (J.J.) et ECOUTIN (J.M.), 1989.- Communication mer-lagune : impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire), Rev. Hydrobiol. trop., 22 (1) : 71-81.

ALBARET (J.J.) et ECOUTIN (J.M.), 1990.- Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons d'une lagune tropicale en Afrique de l'Ouest ; Acta Oecologia, 11 (4) : 557-583.

ALBARET (J.J.) et GERLOTTO (F.), 1976.- Biologie de l'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata* Bowdich) en Côte d'Ivoire. I.- Description de la reproduction et des premiers stades larvaires. Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan, VII (1) : 113-133.

ALBARET (J.J.) et LEGENDRE (M.), 1985.- Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. Rev. Hydrobiol. Trop., 18 (4) : 281-303.

ALIAUME (C.), 1990.- Ichtyofaune des herbiers du grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe : organisation spatio-temporelle du recrutement - Liaisons avec les variables de l'environnement. Thèse de Doctorat Université Paris VII, 226 p.

ALONGI (D.M.), 1988.- Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. Microb. Ecol., 15 : 59-79.

ALONGI (D.M.), 1989.- The role of soft bottom benthic communities in tropical mangrove and coral reef ecosystems. Rev. aquat. Sci., 1 (2) : 243-280.

ALONGI (M.D.), BOTO (K.G.) and TIRENDI (F.), 1989.- Effect of exported mangrove litter on bacterial productivity and dissolved organic carbon fluxes in adjacent tropical nearshore sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56 : 133-144.

AMANIEU (M.) et LASSERRE (G.), 1982.- Organisation et évolution des peuplements lagunaires. Océanol. Acta., Actes symposium international sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, 8-14 septembre 1981 : 201-213.

ANONYME, 1985.- Introduction. *In* : Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 1-6.

ANONYME, 1990.- Situation économique. Fatick, Direction de la statistique, 152 p.

ARRHENIUS (O.), 1921.- Species and area. J. Ecol., 9 : 95-99.

AUSSEIL-BADIE (J.), 1985.- Foraminifères. *In* : Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 63-66.

AUSSEIL-BADIE (J.), BARUSSEAU (J.P.) and DESCAMPS (C.), 1991.- Holocene deltaic sequence in the Saloum estuary, Senegal. Quaternary Reasearch, 36 : 1978-1994.

AUSSEIL-BADIE (J.) et MONTEILLET (J.), 1985.- Incidences des variations climatiques récentes enregistrées par la microfaune et la malacofaune des estuaires du Sénégal et du Saloum. Océanogr. trop., 20 (2) : 151-160.

AUSTIN (M.P.), 1968.- An ordination study of a chalk grassland community. J. Ecol., 56 : 739-757.

BA (A.), 1993.- Politique agricole au Sénégal. Diagnostic de la situation actuelle et perspectives. Mémoire de DESS, Université de Paris X Nanterre, U. F. R. de Sciences économiques, 99 p.

BA (M.), BARUSSEAU (J.P.), DEMARCQ (C.), DESCAMPS (C.), DIOP (S.), DIOUF (B.), NIANG-DIOP (I.) et SAOS (J.L.), 1993.- Evolution côtière au quaternaire récent. IUGS / UNESCO / COMARAF / ASEQUA/ EPEEC / ORSTOM /UCAD / Université de Perpignan, 32 p.

BADJI (A.B.), 1990.- Répertoire des principales espèces de poissons débarquées par la pêche artisanale en Casamance. Arch. CRODT, 177 : 14 p.

BARAN (E.), 1995.- Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons estuariens en Guinée - Relations avec le milieu abiotique. Thèse de Doctorat Université de Bretagne Occidentale, 242 p.

BARBAULT (R.), 1981.- Ecologie des populations et des peuplements. Des théories aux faits. Paris, New York, Barcelone, Milan, Mexico, Rio de Janeiro, Masson, 208 p.

BARBAULT (R.), 1990.- Ecologie générale - Structure et fonctionnement de la biosphère. Paris, Milan, Barcelone et Mexico, Masson, 272 p.

BARBAULT (R.), 1992.- Ecologie des peuplements - Structure, dynamique et évolution. Paris, Milan, Barcelone, Bonn, Masson, 273 p.

BARETT (B.B.), MERELL (J.J.), MORRISON (T.P.), GILLESPIE (M.C.), RALPH (E.J.) and BURDON (J.F.), 1978.- A study of Luisiana's major estuaries and adjacent offshore waters. La. Dept. Wildlife Fish. Tech. Bull., 27, 197 p.

BARUSSEAU (J.P.), DIOP (E.S.) GIRESSE (P), MONTEILLET (J.L.) et SAOS (J.L.), 1986.- Conséquences sédimentologiques de l'évolution climatique fini-holocène (10^2-10^3 ans) dans le delta du Saloum (Sénégal). Océanographie Tropicale, 21 : 89-98.

BARUSSEAU (J.P.), DIOP (E.S.), NGOUMBI-NZOUZI (J.S.) et SAOS (J.L.), 1985 a.- Caractères hydrodynamiques. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 15-28.

BARUSSEAU (J.P.), DIOP (E.S.) et SAOS (J.L.), 1983.- Caractères hydrodynamiques. *In* : Atelier d'étude des mangroves au sud de l'estuaire du Saloum : Diomboss-Bandiala (Sénégal). Rapp. Fin. : 11-28.

BARUSSEAU (J.P.), DIOP (E.S.) and SAOS (J.L.), 1985 b.- Evidence of dynamics reversal in tropical estuaries, geomorphological and sedimentological consequences (Salum and Casamance Rivers, Senegal). Sedimentology, 32 : 543-552.

BECKLEY (L.E.), 1984.- The ichtyofauna of the Sundays estuary, South Africa, with particular reference to the juvenile marine component. Estuaries, 7 :248-258.

BECKLEY (L.E.), 1985.- The fish community of East Cape tidal pools and an assesment of the nursery function of this habitat. S. Afr. J. Zool., 20 : 21-27.

BELLEMANS (M.), SAGNA (A.), FISCHER (W.) et SCIALABBA (N.), 1988.- Guide de détermination des ressources halieutiques du Sénégal et de la Gambie (espèces marines et d'eaux saumâtres). Rome, FAO, 27 p + 16 planches.

BENECH (V.) et QUENSIERE (J.), 1987.- Dynamique des peuplements ichtyologiques de la région du lac Tchad (1966-78) - Influence de la sécheresse sahélienne. Thèse de Doctorat d'état, Université des Sciences et techniques de Lille, Flandres Artois, pagination non continue.

BENOIT-CATTIN (M.) et FAYE (J.), 1986.- Le contexte national. *In* : Les unités expérimentales du Sénégal. ISRA-CIRAD-FAC, 500 p.

BENZECRI (J.P.), 1973.- L'analyse des données, Tome II, l'analyse des correspondances. Paris, Dunod, 619 p.

BERTNESS (M.D.), 1985.- Fiddler crab regulation of Spartina alterniflora production on a New England salt marsh, Ecology, 66 : 1042-1055.

BERTRAND (F.), 1993.- Contribution à l'étude de l'environnement et de la dynamique des mangroves de Guinée - Données de terrain et apport de la télédétection. Etudes et Thèses ORSTOM, 201 p.

BIANCHI (G.) and TORE (H.), 1992.- Relative merits of using numbers and biomass in fish community studies. Mar. Ecol. Prog. Ser., Vol. 85 : 25-33.

BINET (D.) et LE LOEUFF (P.), 1992.- Interface continent-océan bilan des travaux réalisés à l'ORSTOM - Prospective des études possibles.ORSTOM, 34 p.

BLABER (S.J.M.), 1973.- Population size and mortality of juveniles of marine teleost *Rhabdosargus holubi* (Pisces : Sparidae) in a closed estuary. Mar. Biol. 21 : 219-225.

BLABER (S.J.M.), 1974.- Osmoregulation in juvenile *Rhabdosargus holubi* (Steindachner) (Teleostei : Sparidae). J. Fish Biol., 6 : 797-800.

BLABER (S.J.M.), 1977.- The feeding ecology and relative abundance of mullet (Mugilidae) in Natal and Pondoland estuaries. Biol. J. Limn. Soc., 9 : 259-275.

BLABER (S.J.M.), 1981.- Zoogeographical affinities of estuarine fishes in south-east Africa. S. Afr. J. Sci. 77 (7) : 305-309.

BLABER (S.J.M.), 1985.- The ecology of fishes of estuaries and lagoons of the indo-Pacific with particular reference to Southeast Africa. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A., (Edit.) : 247-266.

BLABER (S.J.M.) and BLABER (T.G.), 1980.- Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. J Fish Biol., 17 : 143-162.

BLABER (S.J.M.), BREWER (D.T.) and SALINI (J.P.), 1989.- Species composition and biomasses of fishes in different habitats of tropical Northern Australia estaries : their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. Estuarine Coastal and Shelf Science. 29 : 509-531.

BLABER (S.J.M.), HAY (D.G.), CYRUS (D.P.) and MARTIN (T.J.), 1984.- The ecology of two degraded estuaries on the north coast of Natal, South Africa. S. Afr. J. Zool., 19 : 224-240.

BLABER (S.J.M.), YOUNG (J.W.) and DUNNING (M.C.), 1985. Community structure and zoogeographic affinities of the coastal fishes of the Dampier region of North-western Australia. Aust. J. Freshw. Res., 36 : 247-266.

BLABER (S.J.M.) and WHITFIELD (A.K.), 1977.- The feeding ecology of juvenile mullet (Mugilidae) in south-east African estuaries ; Biol. J. Limn. Soc., 9 : 277-284.

BLACHE (J.), CADENAT (J.) et STAUCH (A.), 1970.- Clés de détermination des poissons de mer signalés dans l'Atlantique oriental (entre le 20e parallèle N et le 15e parallèle S). Paris, ORSTOM, 470 p.

BLASCO (F.), 1982.- Ecosystèmes mangroves : fonctionnement, utilité, évolution. Oceanol. Acta, n° SP : 225-230.

BLAXTER (J.H.S.) and HUNTER (J.R.), 1982.- The biology of clupeoid fishes. Adv. Mar. Biol. Academic Press. London 20 : 1-223.

BORGSTROM (R.), 1992.- Effect of population density on gillnet capturability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48 (8) : 1539-1545.

BOTO (K.) and WELLINGTON (J.T.), 1988. - Seasonal variations in concentrations and fluxes of dissolved organic and inorganic materials in a tropical tidally-dominated mangrove waterway. Mar. Ecol. Progress Series, 50 : 151-160.

BOUCHEREAU (J-L.), 1994.- Bioécologie et tactiques adaptatives d'occupation d'une lagune méditerranéenne (Mauguio, Languedoc, France) par trois poissons téléostéens Gobiidae : *Pamatoschistus minutus* (Pallas, 1970), *P. microps* (Krøyer, 1838), *Gobius niger* Linnaeus, 1758. Thèse Univ. Montpellier II, 284 p.

BOUCHET (P.), 1977.- Distribution des mollusques dans les mangroves du Sénégal. Malacologia, 16 (1) : 67-74.

BOUSSO (T.), 1991a.- L'ostréiculture au Sine-Saloum contexte environnemental et bio-économique. Doc Scient. CRODT, 186, 20 p.

BOUSSO (T.), 1991b.- L'exploitation des stocks dans « l'estuaire » et les bolons du Sine-Saloum. Doc. Scient. CRODT, 130, 29 p.

BOUSSO (T.), 1994.- Typologie des engins et techniques de pêche artisanale utilisés au Sine-Saloum (Sénégal). Doc. Scient. CRODT, 141, 101 p + annexes.

BRANCH (G.M.) and GRINDLEY (J.R.), 1979.- Ecology of southern African estuaries.11. Mngazana : a mangrove estuary in Transkei. S. Afr. J. Zool. 19 (3) : 224-240.

BREDER (C.M.) and ROSEN (D.E.), 1966.- Modes of reproduction in fishes. Jersey City, T.F.H. Publications, 941 p.

BRUNET (R.), FERRAS (R.), THERY (H.), 1992.- Les mots de la géographie. - Dictionnaire critique. Montpellier, Paris, Reclus - La Documentation Française, 470 p.

BRUSLE (J.) et CAMBRONY (M.), 1992.- Les lagunes méditerranéennes : des nurseries favorables au juvéniles de poissons euryhalins et/ou des pièges redoutables pour eux ? Analyse critique de la croissance 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.

BRUTON (M.N.), 1990.- The conservation of alternative life history styles : a conclusion to the second ALHS volume. In : Alternative life-histories styles of animals. Perspectives in Vertebrate Sciences 6. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers : 309-313.

CADENAT (J.), 1954.- Notes d'ichtyologie ouest-africaine. VIII.- Sur les mulets de la Côte occidentale de l'Afrique. Bull. IFAN, série A, 16 (2) : 584-591.

CAIRNS (M.A) and LACKEY (R.T.), 1992.- Biodiversity and Management of natural resources : The issues. Fisheries, 17 (3) : 6-10.

CANTRELLE (I.), CHARLES-DOMINIQUE (E.), N'GORAN (Y.) et QUENSIERE (J.), 1983.- Etude expérimentale de la sélectivité de deux sennes tournantes et coulissantes (maillage 25 mm et maillage mixte 14-25 mm). Centre de Recherches Océanographiques d'Abidjan, 36 p. + annexes, multigr.

CARBONNEL (G.), 1985.- Ostracodes . *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 54-66.

CASPERS (H.), 1954.- Biologische untersushungen über die lebensräume der Unterelbe und des vormündungsgebiet der Nordsee. Mitt. Geol. Staatsinst. Hamb., 23 : 76-85.

CASSELMAN (J.M.), PENCZAK (T.), CARL (L.), MANN (R.H.K.), HOLCIK (J.) and WOITOWICH (W.A.), 1990.- An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. Pol. Arch. Hydrobiol., 37 (4) : 521-551.

CECCHI (P.), 1992.- Phytoplancton et conditions de milieu dans l'estuaire du fleuve Sénégal : effets du barrage de Diama .T.D.M. ORSTOM, 94, 437 + annexes.

CHAO (L.B), PEREIRA (L.E.) and VIEIRA (J.P.), 1985.- Estuarine fish community of the Dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A. (Edit.) : 429-450.

CHARLES-DOMINIQUE (E.), 1982.- Exposé synoptique des données biologiques sur l'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata* S. Bowdich, 1825). Rev. Hydrobiol. trop., 15 (4) : 373-397.

CHARLES-DOMINIQUE (E.), 1993.- L'exploitation de la lagune Aby (Côte d'Ivoire) par la pêche artisanale. Dynamique des ressources, de l'exploitation et des pêcheries. TDM ORSTOM, 120, 407 p.

CHAUVEAU (J.P.) et LALOË (F.), 1985.- La pêche maritime artisanale dans les îles du Saloum. - Bilan provisoire. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 108-121.

CHUBB (C.F.) and POTTER (I.C.), 1984.- The reproductive biology and estuarine movements of the gizzard shad, *Nematalosa vlaminghi* (Munro). J. Fish Biol., 25 : 527-543.

CLARIDGE (P.N.), POTTER (I.C.) and HARDISTY (M.W.), 1986.- Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of fish fauna of the Severn Estuary. J. mar. biol. Ass. U.K., 66 : 229-258.

CORRELL (D.L.), 1978.- Estuarine productivity. Bioscience, 28 : 646-650.

COUSINS (S.H.), 1991.- Species diversity measurement : choosing the right index. TREE, 6 (6) : 190-192.

COX-ROGERS (S.) and JANTZ (L.), 1993.- Recent trends in the catchability of sockeye salmon in the Skeena River gillnet test fishery, and impacts on escapement estimation. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2219, 22 p.

CROGHAN (P.C.), 1961.- Competition and mecanisms of osmotic adaptation. *In* : Mechanism in biological competition, Symposia of the Society for Experimental Biology, 15 : 156-167.

CYRUS (D.P.) and BLABER (S.J.M.), 1987a.- The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St Lucia on the south-eastern coast of Africa. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 109 : 53-70.

CYRUS (D.P.) and BLABER (S.J.M.), 1987b.- The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparison with field data and conclusions. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 109 : 71-91.

CYRUS (D.P.) and BLABER (S.J.M.), 1987c.- The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries of Natal, South Africa. Contin. Shelf Res. 7 : 1411-1416.

DACOSTA (H.), 1993.- Variabilité des précipitations sur le bassin versant du Saloum. *In* : Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal. DIAW A.T., BA A., BOULAND P., DIOUF P.S., LAKE L.A., MBOW M.A. NDIAYE P. et THIAM M.D. (Edits). Actes de l'atelier de Gorée 27-29 juillet 1992 : 87-103.

DAGET (J.), 1960.- La faune ichtyologique du bassin de la Gambie. Bull. IFAN, Tome XXII, sér. A, 2 : 611-619.

DAGET (J.), 1976.- Les modèles mathématiques en écologie. Collection d'écologie, n° 8. Paris, Masson, 172 p.

DAGET (J.), GOSSE (J.P.) and THYS VAN DEN AUDENAERDE (D.E.F.), 1984.- Cloffa 1 - Check-list of the freshwater fishes of Africa, Vol. 1. MRAC-ORSTOM, 410 p.

DAGET (J.), GOSSE (J.P.) and THYS VAN DEN AUDENAERDE (D.E.F.), 1986a.- Cloffa 2 - Check-list of the freshwater fishes of Africa, Vol. 2. MRAC-ORSTOM, 520 p.

DAGET (J.), GOSSE (J.P.) and THYS VAN DEN AUDENAERDE (D.E.F.), 1986b.- Cloffa 3 - Check-list of the freshwater fishes of Africa, Vol. 3. MRAC-ORSTOM, 273 p.

DAGET (J.), GOSSE (J.P.) and THYS VAN DEN AUDENAERDE (D.E.F.), 1991.- Cloffa 4 - Check-list of the freshwater fishes of Africa, Vol. 4. MRAC-ORSTOM, 740 p.

DAGET (J.) et ILTIS (A.), 1965.- Poissons de Côte d'Ivoire (eaux douces et saumâtres). Mém. IFAN, 74, 385 p + 4 planches.

D'ANCONA (U.), 1958.- The classification of brackish waters with reference to the North Adriatic Lagoons. Estratto dall' Arch. Oceanogr. Limnol. Venezia, 11 suppl. : 93-119.

DANDO (P.R.), 1989.- Reproduction in estuarine fish. *In* : Fish Reproduction strategies and tactics. POTTS G.W. and WOOTTON R.J. (Edits) : 155-170..

DARNELL (R.M.), 1967.- Organic detritus in relation to the estuarine ecosystem. In : Estuaries. LAUFF G.H. (Edit.). Am. Ass. Adv. Sci., 83 : 376-382.

DAVIES (J.L.), 1973. - Geographical variation in coastal developpement. New-York, Hafner, 345 p.

DAY (J.H.), 1981.- The nature, origin and classification of estuaries. *In* : Estuarine ecology with particular reference to southern Africa. A.A. Balkema, Rotterdam, DAY J.H. (Edit.) : 1-6.

DAY (J.H.), BLABER (S.J.M.) and WALLACE (J.H.), 1981.- Estuarine fishes. *In* : Estuarine ecology with particular reference to Southern Africa. Balkema, Cape Town, DAY J.H. (Edit.) : 197-222.

DAY (Jr. J.W.), CONNER (W.H.), LEY-LOU (F.), DAY (R.) and MACHADO (A.), 1987.- The productivity and composition of mangrove forest, Laguna Terminos, Mexico. Aquatic Botany, 27 : 267-284.

DAY (Jr. J.W.), DAY (R.), BARREIRO (M.T.), LEY-LOU (F.) and MADDEN (C.), 1982.- Primary production in the Laguna de Terminos, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. Oceanologica Acta, 5 : 269-276.

DAY (J.H.) and GRINDLEY (J.R.), 1981.- The estuarine ecosystem and environmental contrainsts. *In* : Estuarine ecology with particular reference to Southern Africa. Balkema, Cape Town, DAY J.H. (Edit.) : 345-372.

DAY (J.W. Jr.), HALL (C.A.S.), KEMP (M.W.) and YANEZ-ARANCIBIA (A.), 1989.- Estuarine ecology. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, JOHN WILLEY & SONS, 558 p.

DAY (J.H.), MILLARD (N.A.H.) and BROEKHUYSEN (G.J.), 1952. The ecology of South African estuaries. The St. Lucia system. Trans. roy. Soc. S. Afr., 34, 129-156.

DAY (J.W.), SMITH (W.G.), WAGNER (P.) and STOWE (W.), 1973.- Community structure and carbon budget of a salt marsh and shallow bay estuarine system in Louisiana. Publ. N°. LSU-56-72-04, Center for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, LA, 79 p.

DAY (Jr. J.W.) and YANEZ-ARANCIBIA (A.), 1982.- Coastal lagoons and estuaries, Ecosystem approch. Ciencia Iteramericana (Mar. Sci.), 22 (1-2) : 11-26.

DAY (Jr. J.W.) and YANEZ-ARANCIBIA (A.), 1985.- Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton. *In* : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A. (Edit.) : 17-34.

DEBENAY (J.P.), BA (M.), LY (A.) et SY (I.), 1987.- Les milieux paraliques du Sénégal : description, réparttion des peuplements de foraminifères benthiques. Rev. Paléobiologie, 6 (2) : 229-255.

DEBENAY (J.P.), PAGES (J.), et DIOUF (P.S.), 1989.- Ecological zonation of the hyperhaline estuary of Casamance River (Senegal). Hydrobiologia, 174 : 161 - 178

DEEGAN (L.A), DAY (J.W. Jr), GOSSELINK (J.G.), YANEZ-ARANCIBIA (A.), SOBERON CHAVEZ (G.) and SANCHEZ-GIL (P.), 1986.- Relationships among physical characteristics, vegetation distribution and fisheries yield in the gulf of Mexico estuaries. *In* : estuarine variability, Academic Press, Inc., 83-100.

DEEGAN (L.A.) and THOMPSON (B.A.), 1985.- The ecology of fish communities in the Mississipi River deltaic plain. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A. (Edit.) : 35-56.

DELAIS (M.), 1954.- Notes d'ichtyologie ouest-africaine. IX.- Sur Liza dumerili Stein et Hoefleri Stein. Bull. IFAN, sér. A, 16 (2) : 592-598.

DEME-GNINGUE (I.) et DIOUF (P.S.), 1993. Variabilité spatio-temporelle de l'environnement de l'ichtyofaune dans l'estuaire du Sine-Saloum. Comunication séminaire sur la diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'ouest, tenu à Saly (Sénégal) du du 15 au 19 novembre 1993, 19 p.

DEME-GNINGUE (I.), DIOUF (P.S.) et ALBARET (J.J.), 1994. Le Rio Buba : environnement aquatique et peuplements de poissons. CRODT / ORSTOM / UICN / Ministère des Pêches de Guinée-Bissau, 56 p.

DEN BOER (P.J.), 1981.- On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. Oecologica, 50 : 39-53.

DESCAMPS (C.) et THILSMANS (G.), 1979.- Les tumulus coquilliers des îles du Saloum (Sénégal). Ass. Sénégal. Et. Quatern. Afri. Bull. Liaison, 54-55, 81-91.

DESCAMPS (C.), THILSMANS (G.) et THOMMERET (Y.), 1974.- Données sur l'édification de l'amas coquillier de Dioron Boumak (Sénégal). Ass. Sénégal. Et. Quatern. Afri. Bull. Liaison, 41, 67-83.

DESCAMPS (C.), THILSMANS (G.), THOMMERET (Y.) et HAUPTMANN (E.F.) 1977.- Données sur l'âge et la vitesse d'édification de l'amas coquillier de Faboura (Sénégal). Ass. Sénégal. Et. Quatern. Afri. Bull. Liaison, 51, 23-32

DIA (A.), 1982.- Le milieu biologique : le phytoplancton. *In* : Atelier d'étude des mangroves et de l'estuaire du Saloum (Sénégal). Rapp. Fin. EPEEC : 95-98.

DIA (A.), 1985.- Le phytoplancton. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 71-74.

DIAW (A. T.), 1989.- Images d'une flèche décrochée : la flèche de Sangomar. Notes Biogéographiques, 4 : 5-21.

DIAW (A. T.), 1993.- Le régime des marées à Djifère (Saloum, Sénégal). *In* : Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal. DIAW A.T., BA A., BOULAND P., DIOUF P.S., LAKE L.A., MBOW M.A. NDIAYE P. et THIAM M.D. (Edits). Actes de l'atelier de Gorée 27-29 juillet 1992 : 77-86.

DICKMAN (M.), 1968.- Some indices of diversity. Ecology, 49 : 1191-1193.

DIGBU (P.G.N) and KEMPTON (R.A.), 1987.- Multivariate analysis of ecological communities. Population and community biology series. London, Chapman & Hall, 206 p.

DIOP (E.S.), 1978.- L'estuaire du Saloum et ses bordures (Sénégal). Etude de géomorphologie. Thèse de 3ème cycle, Univ. Louis Pasteur, Strasbourg, 247 p, 54 fig., 4 pl.

DIOP (E.S.), 1980.- Vasières à mangrove, tannes et cordons sableux des îles du Saloum (Sénégal) : aspects sédimentologiques et minéralogiques. Bull. IFAN., Tome 42, série A, n° 1 : 25-69.

DIOP (E.S.), 1982.- Introduction. *In* : Atelier d'étude des mangroves et de l'estuaire du Saloum (Sénégal). Rapp. Fin. EPEEC : 268.

DIOP (E.S.), 1990.- La côte ouest-africaine du Saloum (Sénégal) à la Mellacorée (Rep. de Guinée). Editions de l'ORSTOM, collection Etudes et Thèses, 379 p.

DIOP (E.S.), 1993.- Les mangroves du Sénégal et de la Gambie. *In* : Conservation et utilisation rationnelle des forêts de mangrove de l'Amérique latine et de l'Afrique. SME Mangrove Ecosystems Technical reports, vol. 3 : 22- 38.

DIOP-GUEYE (N.F.), 1991.- Zonation de la végétation autour de Foundiougne. Mémoire de maîtrise, Univ. Cheikh Anta Diop de Dakar, 135 p.

DIOUF (P.I.), 1992.- Morpho-sédimententologie d'une flèche littorale sableuse. Exemple de l'extrêmité distale de Sangomar. Mémoire de maîtrise de géographie, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, 115 p.

DIOUF (P.S.), 1984.- Ethno-zoologie chez les sérères : étude préliminaire de l'utilisation de la faune sauvage dans l'alimentation humaine à Boof-Mbalem. Mémoire de DEA en sciences de l'environnement, université de Dakar, 112 p.

DIOUF (P.S.), 1987.- Le zooplancton de l'estuaire de la Casamance en période de déficit pluviométrique. Thèse Doc. 3ème cycle Univ. Dakar, 142 p.

DIOUF (P.S), 1990.- Le zooplancton de l'estuaire du fleuve Sénégal. Rapp. Tech. COMARAF, 4 : 64 - 75.

DIOUF (P.S.), 1991a.- Guide de détermination rapide des mulets des estuaires sénégalais, Dakar, Doc. Scient.CRODT, 129, 13 p.

DIOUF (P.S.), 1991b.- Le zooplancton au Sénégal. *In* : Pêcheries ouest-africaines : variabilité, instabilité et changement. Paris, CURY P. et ROY C. (Edits.) : 103-116.

DIOUF (P.S.), 1992.- Bio-écologie et structure des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum. Rapp. Scient. ORSTOM, 17 p + annexes.

DIOUF (P.S.), 1994.- Techniques d'échantillonnage des peuplements de poissons. Thiès, Séminaire de formation des agents des eaux et forêts 22 février 1994, 18 p.

DIOUF (P.S.) et ALBARET (J.J.), 1991.- Projet d'étude du Sine-Saloum. « Système pêche ». Dakar, CRODT/ORSTOM, 26 p.

DIOUF (P.S.) et ALBARET (J.J.), 1996.- Les peuplements de poissons des milieux estuariens et lagunaires : paradigmes, mythes et réalités (en préparation).

DIOUF (P.S.) et BOUSSO (T.), 1988. - Fleuve Sénégal environnement aquatique et pêche. Doc. Scient. CRODT, 108, 109 p.

DIOUF (P.S.) et DIALLO (A.), 1987.- Variations spatio-temporelles du zooplancton d'un estuaire hyperhalin : la Casamance. Rev. Hydrobiol. trop., 20 (3-4) : 257-269.

DIOUF (P.S.) et DIALLO (A.), 1990.- Succession de dominance de trois espèces d'Acartia dans un estuaire hyperhalin. Rev. Hydrobiol. trop., 23 (3) : 195-207.

DIOUF (P.S.) et DEME-GNINGUE (I.), 1992.- Bio-écologie et structure des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum. Rapp.final EPEEC : 15-34.

DIOUF (P.S.), DEME-GNINGUE (I.) et ALBARET (J.J.), 1994. L'Archipel des Bijagos : environnement aquatique et peuplements de poissons. CRODT / ORSTOM / CECI / Ministère des Pêches de Guinée-Bissau, 87 p.

DIOUF (P.S.), KEBE (M.), LE RESTE (L.), BOUSSO (T.), DIADHIOU (H.D.) et GAYE (A.B.), 1991.- Contribution à l'élaboration d'un Plan d'Action Forestier. Pêche et aquaculture continentales. Vol. 1 Diagnostic, CRODT, 325 p.

DIOUF-SENE (B.), 1993.- L'aménagement des zones touristiques de la petite côte et de la Basse Casamance : impacts spatiaux et socio-économiques d'une occupation littorale linéaire. *In* : Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal. DIAW A.T., BA A., BOULAND P., DIOUF P.S., LAKE L.A., MBOW M.A. NDIAYE P. et THIAM M.D. (Edits). Actes de l'atelier de Gorée 27-29 juillet 1992 : 395-413.

DOLEDEC (S.), CHESSEL (D.) et PERSAT (H.), 1995.- Analyses discriminantes. *In* : Programmthèque ADE-4 - Analyses multivariées et expression graphique des données environnementales, Fascicule 5, Variables instrumentales. THIOULOUSE J., CHESSEL D., DOLEDEC S. et OLIVIER J.M. (Edits), 26 p.

DORR (J.A.), PHILIP (J.S.), TIN (H.T.) and FLATH (L.), 1985.- Studies on adult, juvenile and larval fishes of the Gambia river, West Africa, 1983-1984. GLMWC-University of Michigan. International programs report, 11, 292 p.

DUPUY (A.R.) et VERSCHUREN (J.C.), 1982. Recherches scientifiques dans les parcs nationaux du Sénégal. IV. Note d'introduction biologique sur le parc national du Saloum. Mémoires de l'IFAN, 92 : 67-92

DURAND (J-R.) et LOUBENS (G.), 1970.- Observations sur la sexualité et la reproduction des Alestes baremose du Bas Chari et du lac Tchad. Cah. ORSTOM, série Hydrobiologie, 4 (2) : 61-81.

DYER (K.), 1990.- The rich diversity of estuaries. Estuaries, vol. 13, n° 4 : 504-505.

ECOUTIN (J-M.), 1992.- Dynamique des flotilles en pêche artisanale. L'exemple des sennes tournantes. Etudes & Thèses ORSTOM, 207 p.

ECOUTIN (J-M.), DELAUNAY (K.) et KONAN (J.), 1993.- Les pêches artisanales maritimes. *In* : Environnement et ressources aquatiques de la Côte d'Ivoire. Tome I - Le milieu marin. Panazol, LE LOEUFF P., MARCHAL E. et AMON KOTHIAS J-B. (Edit.) : 537-549.

ELOUARD (P.), EVIN (J.) et BECKER (C.), 1974.- Kjökkenmödding de Bangalère. Région du Saloum -Sénégal-. Ass. Sénégal. Et. Quatern. Afr., Bull. Liaison, 41 : 85-88.

ELOUARD (P.) et ROSSO (J.C.), 1977.- Biogéographie et habitats des mollusques actuels laguno-marins du delta du Saloum (Sénégal). Géobios, n°10, fasc. 2 : 275-299.

ENGAS (A.) and ONA (E.), 1990.- Day and night fish distribution pattern in the net mouth area of the Norwegian bottom-sampling trawl. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., 189 : 123-127.

ESCOFIER (B.) et PAGES (J.), 1990.- Analyses factorielles simples et multiples. Paris, Dunod, 267 p.

FAGADE (S.O.), 1971.- The food and feeding habits of tilapia species from the Lagos lagoon. J. Fish Biol., 3 : 151-156.

FAGADE (S.O.) and OLANIYAN (C.I.O.), 1972.-The biology of the west African shad *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich) in the Lagos lagoon, Nigeria. J. Fish. Biol., 4 : 519-533.

FAGADE (S.O.) and OLANIYAN (C.I.O.), 1974.- Seasonal distribution of the fish fauna of the Lagos Lagoon. Bull. de l'IFAN, 34 A (1) : 244-252.

FAIRBRIDGE (R.W.), 1980.- The estuary : its definition and geodynamic cycle. *In* : Chemistry and Biochemestry of estuaries, E. OLAUSSON and I. CATO (Edit.), New York, Wiley : 1-35.

FAUSCH (D.K.), LYONS (J.), KARR (J.R). and ANGERMAIRER (P.L.), 1990.- Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Symposium 8 : 123-144.

FENCHEL (T.), 1971.- Aspects of decomposer food chains in marine benthos. Verb. dt. Zool. Ges., 65 : 14-23.

FIELD (J.G.), CLARKE (K.R.) and WARWICK (R.M.), 1982.- A pratical strategy for analysing multispecies distribution patterns. Mar. Ecol. Prog. Ser., 8 : 37-52.

FISCHER (W.), BIANCHI (G.) et SCOTT (W.B), 1981.- Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. 6 volumes, FAO / Ministère Canadien des Pêches et des Océans, numérotation des pages non continue.

FISCHER-PIETE (E.), 1933.- Nouvelles observations sur l'ordre d'euryhalinité des espèces littorales. Bull. Inst.Océanogr., 619, 16 p.

FLORES-VERDUGO (F.), DAY (J.W.Jr.) and BRISENO-DUENAS (R.), 1987.- Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. Marine Ecology Progress Series, 35 : 83-90.

FLORES-VERDUGO (F.), DAY (J.W.Jr.), MEE (L.) and BRISENO-DUENAS (R.), 1988.- Phytoplankton production and seasonal biomass of seagrass, Ruppia maritima L., in a tropical Mexican lagoon with an ephemeral inlet. Estuaries, 11 : 51-56.

FLORES-VERDUGO (F.), GONZALEZ-FARIAS (F.), RAMIREZ-FLORES (O.), AMEZCUA-LINARES (F.), YANEZ-ARANCIBIA (A.), ALVAREZ-RUBIO (M.) and DAY (J.W.Jr.), 1990.- Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). Estuaries, 13 (2) : 219-230.

FOUCAULT (A.) et RAOULT (J.F.), 1988.- Dictionnaire de géologie. Paris, Milan, Barcelone, Mexico, Masson, 3ème édition, 350 p.

FRONTIER (S.), 1983.- Stratégies d'échantillonnage en écologie. Paris, New York, Barcelone, Milan, Mexico, Rio de Janeiro et Québec, Masson et Les Presses de l'Université de Laval, 494 p.

FRONTIER (S.) et PICHOD-VIALE (D.), 1991.- Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Paris, Milan, Barcelone et Bonne, Masson, 392 p.

FROST (W.E.), 1954. The food of the pike, *Esox lucius*, L., in Windermere. J. Anim. Ecol., 23, 339-360.

GALZIN (R.), 1985.- Ecologie des poissons récifaux de Polynésie Française. Variations spatio-temporelles des peuplements. Dynamique des populations de trois espèces dominantes des lagons nord de Moorea. Evaluation de la production ichtyologique d'un secteur récifo-lagonaire. Thèse de Doctorat Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 195 p.

GILCHRIST (J.D.F.) and HUNTER (H.), 1919.- Reproduction of fishes in Table Bay. Trans. Roy. Soc. S. Afr., 8 : 1-16.

GORDON (J.D.M.) and SYLVA (S.S. de), 1980.- The fish populations of the west of Scotland shelf. Part 1. Ann. Rev. Oceanogr. Mar. Biol., 18 : 317-366.

GORMAN (O.T.), 1987.- Habitat segregation in an assemblage of minnows in an Ozark stream. *In* : Community and evoluttionary ecology of North American stream fishes, MATTHEWS W.J. and HEINS D.C. (Edit.), University of Oklahoma Press Normal : 33-41.

GOUDIABY (I.), 1993.- Problématique de la mise en valeur des ressources et potentialités touristiques du littoral sénégalais. *In* : Gestion des ressources côtières et littorales du Sénégal. DIAW A.T., BA A., BOULAND P., DIOUF P.S., LAKE L.A., MBOW M.A. NDIAYE P. et THIAM M.D. (Edits). Actes de l'atelier de Gorée 27-29 juillet 1992 : 413-421.

GREEN (J.), 1968.- The Biology of estuarine animals.Seattle, University of Washington, 401 p.

GREENWOOD (P.H.), ROSEN (D.E.), WEITZMAN (S.H.) and MYERS (G.S.), 1966.- Phyletic studies of Teleostean fishes, with a provisional classification of living forms. Bulletin of the American Museum of Natural History, 131 (4) : 341-455.

GREGORY (R.S.), 1993.- Effect to turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawyscha*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50 : 241-246.

GUELORGET (O.) et PERTHUISOT (J.P.), 1983.- La zonation biologique des milieux lagunaires : définition d'une échelle de confinement dans le domaine paralique méditerranéen. Journ. Rech. Océanogr., 3 (1) : 15-36.

GUILLARD (J.), 1993.- Utilisation de l'échosondage dans l'étude des populations piscicoles du Sine-Saloum (Sénégal). Thonon, INRA, Station d'Hydrobiologie Lacustre, 22 p.

GUIRAL (D.), 1992.- L'instabilité physique, facteur d'organisation et de structuration d'un écosystème tropical saumâtre peu profond : la lagune Ebrié. Vie et Milieu, 42 (2) : 73-92.

GUIRAL (D.), 1994.- Structuration fonctionnelle des écosystèmes de mangroves et spécificités des rivières du Sud. *In* : Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud (du Sénégal à la Sierra Léone), M. C. CORMIER (Edit.) : 69-74.

GUNTER (G.), 1961.- Some relations of estuarine organisms to salinity tolerance. Limnology and Oceanography, 6 (2) : 182-190.

HAINS (E.B.) and DUNSTAN (W.M.), 1975.- The distribution and relation of particulate organic material and primary productivity in the Georgia Bight, 1973-1974. Estuar. Coast. Mar. Sci., 3 : 431-441.

HAMLEY (J.H.), 1975.- Review of gillnet selectivity. J. Fish. Res. Board Can., 32 (11) : 1943-1969.

HANEKOM (N.) and BAIRD (D.), 1984.- Fish community structures in *Zostera* and non-*Zostera* regions of the Kromme estuary, St Francis Bay. S. Afr. J. Zool., 25 : 309-315.

HECHT (T.) and VAN DER LINGEN (C.D.), 1992.- Turbidity-induced changes in feeding strategies of fish in estuaries. *S. Afr. J. Zool.*, 27 (3) : 95-107.

HEDGPETH (J.W.), 1951.- The classification of estuarine and brackish water and the hydrographic climate. Rep. Comm. Treat. Ecol. Paleoecol., 11 : 49-54.

HEDGPETH (J.W.), 1967.- Ecological aspects of Laguna madre a hyperhaline estuary. *In* : Estuaries. G. H. LAUFF (Edit.). Am. Assoc. Adv. Sci. Publ., 83 : 407-419.

HEDGPETH (J.W.), 1982.- Estuarine dependence and colonisation. Atlantica, 5 : 57-58.

HELFMAN (G.S.), 1981.- The advantage to fishes of hovering in shade. Copeia, 2 : 392-400.

HINCHEE (R.), 1977.- Selected aspects of the biology of Lake Pontchartrain, Louisiana. M. S. Thesis, Louisiana State University, Baton Rouge, La., 74 p.

HODGKIN (E.P.) and KENDRIX (G.W.), 1984.- The changing aquatic environment 7 000 BP to 1983 in estuaries of South Westhern Australia. Estuarine Environments of Southern Hemisphere Bull., 161 : 1-12.

HORN (M.H.) and ALLEN (L.G.), 1985.- Fish community ecology in southern California bays and estuaries. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A. (Edit.) : 169-190.

HUGHES (D.A.), 1969.- Responses of salinity change as a tidal transport mechanism of the pink shrimp Penaeus duorarum. Biol. Bull. mar.Biol. Lab., Woods Hole 153, 305-526.

HUGUENY (B.), 1989.- Biogéographie et structure des peuplements de poissons d'eau douce de l'Afrique de l'Ouest : Approches quantitatives. Thèse de Doctorat de L'université Paris 7, 295 p.

HURLBERT (S.), 1971.- The nonconcept of species diversity : a critique and alternative parameters. Ecology, 52 (4) : 577-586.

HYATT (K.D.), 1979.- Feeding srategy. In : Bioenergetics and growth. Vol. VIII. New York, HOAR W.S., RANDALL D.J. and BRETT J.R. (Edit.), Academic Press, Inc., 786 p.

HYSLOP (E.J.), 1980.- Stomach contents analysis - a review of methods and their application. J. Fish Biol., 17 : 411-429.

JEYASEELAN (M.J.P.) and KRISHNAMURTHY (K.), 1980.- Role of mangrove forests of Pichavaram as fish nurseries. Proc. Indian Nat. Sci. Acad., 46 (1) : 48-53.

KALCK (Y.), 1978.- Evolution des zones à mangroves du Sénégal au quaternaire récent. Etude géologique et géochimique. Thèse de Doctorat. Univ. Louis Pasteur, Strasbourg I, 113 p.

KANE (A.), 1992.- Bio-écologie et structure des peuplements de poissons de l'estuaire du Sine-Saloum. Dakar, Mémoire de fin d'étude de l'Ecole des Pêches,26 p.

KEBE (A.), LY (B.), ISEBOR (C.), DA FONSECA (L.), TAMOIKIN (M.), NIANG (S.), PANDARE (D).et BOUSSO (T.) 1992.- Ichtyologie et investigations ichtyoplanctoniques dans l'estuaire du Fleuve Sénégal. Rapp.Dakar, Tech. EPEEC : 3-14.

KEBE (M.), 1994.- Etude des systèmes de production et de commercialisation dans le secteur des pêches au Sine-Saloum. Doc. Scient. CRODT, 140 , 61 p.

KENNISH (M.J.), 1990.- Ecology of estuaries, Volume 2, Biological aspects. Boca Raton, CRC Press, 391 p.

KERR (S.R.), 1982.- Niche theory in fisheries ecology. Trans. Amer. Fish Soc., 109 : 254-. 260.

KIENER (A.), 1978.- Ecologie, physiologie et économie des eaux saumâtres. Paris, Masson, 206 p.

KINNE (O.), 1971.- Salinity. : *In* : Marine ecology. A comprehensive integrated treatise on life in oceans and coastal waters, New York, Heidelberg, Berlin, Springer Verlag, Vol. I, part 2. KINNE O. (Edit.) : 821-1083.

KITCHELL (J.F.), O'NEIL (R.V.V.), WEBB (D.), GALLEPP (G.W.), BARTELL (J.F.), KOONCE (J.F.) and ASMUS (B.S.), 1979.- Consumer regulation of nutrient cycling. Bioscience, 29 : 28-34.

KNEIB (R.T.), 1987.- Predation risk and use of intertidal habitats by young fishes and Shrimp. Ecology, 68 (2) : 379-386.

KOOP (K.), BALLY (R.) and McQUAID (C.D.), 1983.- The ecology of South African estuaries. 12. The Bot River, a closed estuary in the south-Western Cape. S. Afr. J. Zool. 18 (1) : 1-10.

KRISHNAMURTHY (K.) and JEYASEELAN (M.J.P.), 1981.- The early life history of fishes from Pichavaram mangrove ecosystem of India. Rapp. P. V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer., 178 : 416-423.

KROMER (J.L.), INSALI (P.) et GOMES (M.), 1994.- Rio Grande de Buba - Bio-écologie et paramètres environnementaux. Bissau, UICN/Ministère des Pêches de Guinée-Bissau, 118 p +annexe.

LAGLER (K.F.), BARDACH (J.E.) and MILLER (R.R.), 1962.- Ichthyology. New York, John Wiley and Sons, Inc., 545 p.

LALOË (F.) et SAMBA (A.), 1990.- La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégie de pêche. Collection Etudes et Thèses, ORSTOM, 395 + annexes.

LASSERRE (G.), 1979.- Bilan de la situation des pêches aux Pangalanes Est (Zone Tamatave-Andrevoranto) et au lac Anony : perpective et aménagement, Rapport PNUD, FAO, MAG. 76/002.

LASSERRE (P.), 1977.- Aspects de l'organisation et des interactions compétitives en milieu lagunaire. Recherche écophysiologique sur la méiofaune et les poissons mugilidés. Thèse Doct. Etat Univ. Bordeaux I, 275 p.

LEBRETON (J.D.), CHESSEL (D.), PRODON (R.) et YOCCOZ (N.), 1988 a.- L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances.I. -Variables de milieu quantitatives. Acta Oecologica Oecol. Gener., 9 (1) : 53-67.

LEBRETON (J.D.), CHESSEL (D.), RICHARDOT-COULET (M.) et YOCCOZ (N.), 1988 b.- L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances.II. -Variables de milieu qualitatives. Acta Oecologica Oecol. Gener., 9 (2) : 137-151.

LE BRUSQ (J.Y.) et BOIVIN (P.), 1985.- Désertification et salinisation des terres au Sénégal - Problèmes et remèdes - Communication présentée au séminaire national sur la désertification. Saint-Louis, 22-26 avril 1985, 4 p.

LEGENDRE (L.) et LEGENDRE (P.), 1984.- Ecologie numérique. Tome I. Le traitement multiple des données écologiques. 2éme éd., Paris, Masson et Presses de l'Univ. de Quebec, 260 p.

LEGENDRE (M.), 1992.- Potentialités aquacoles des Cichlidae (*Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis*) et Claridae (Heterobranchus longifilis) autochtones des lagunes ivoiriennes. Coll. T.D.M., ORSTOM, pagination non continue.

LENANTON (R.C.J.) and HODGKIN (E.P.), 1985.- Life history strategy of fish in some temperate Australian estuaries. *In* : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A. (Edit.) : 267-284.

LENANTON (R.C.J.) and POTTER (I.C.), 1987.- Contribution of estuaries to commercial fisheries in temperate Western Australia and the concept of estuarine dependence. Estuaries, 10 : 28-35.

LE RESTE (L.), 1983.- Casamance : une situation extrêmement grave. Doc. int. CRODT, 2 p.

LE RESTE (L.), FONTANA (A.) et SAMBA (A.), 1986.- L'estuaire de la Casamance : environnement, pêche, socio-économie. Actes du séminaire tenu à Ziguinchor du 19 au 24 juin 1986. LE RESTE L., FONTANA A. et SAMBA A (Edits.), 328 p.

LEUNG TACK (D.), 1985.- La macrofaune benthique. *In* : Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 74-82.

LEVEQUE (C.), 1994.- Introduction générale : biodiversité des poissons africains. *In* : Diversité biologique des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique. TEUGELS G. GUEGAN J.F.et ALBARET J.J. (Edit.). Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool., 275 : 7-16.

LEVEQUE (C.), 1995.- Role and consequences of fish diversity in the functionning of African freshwater ecosystems : a review. Aquat. Living Resour., 8 : 59-78.

LEVEQUE (C.) et PAUGY (D.), 1985.- Guide des poissons d'eau douce de la zone du programme de lutte contre l'onchocercose en Afrique de l'Ouest. Convention ORSTOM-OMS, 393 p.

LEVEQUE (C.), PAUGY (D.) et TEUGELS (G.), 1990.- Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Tome 1. ORSTOM/MRAC, Collection Faune Tropicale n° XXVIII, 384 p.

LEVEQUE (C.), PAUGY (D.) et TEUGELS (G.), 1992.- Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Tome 2. ORSTOM/MRAC, Collection Faune Tropicale n° XXVIII, 902 p.

LEVY (P.S.) and LEMESHOW (S.), 1991.- Sampling of populations. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, JOHN WILEY & SONS, INC., 420 p.

LINDALL (W.N.) and SALOMAN (C.H.), 1977.- Alteration and destruction of estuaries affecting fishery resources of the Gulf of Mexico. Mar. Fish. Rev., 39 : 1-7.

LIVINGSTON (R.J.), 1976.- Diurnal and seasonal fluctuations of organisms in a north Florida estuary ; Est. Coast. Shelf Sci., 4 : 373-400.

LIVINGSTON (R.J.), 1987.- Field sampling in estuaries : The relationship of scale to variability. Estuaries, 10 (3) : 194-207.

LONERAGAN (N.R.) and POTTER (I.C.), 1990.- Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary. Mar. Biol., 106 : 25-37.

LONERAGAN (N.R.), POTTER (I.C.) and LENANTON (R.C.I.), 1989.- Influence of season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of temperate Australian estuary. Marine Biology, 103 : 461-479.

LONGHURST (A.), 1965.- A survey of the fishery resources of the eastern Gulf of Guinea. J. cons. CIEM, 29 (3) : 302-333.

LOWE-McCONNELL (R.H.), 1987.- Ecological studies in tropical fish communities. London, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney, Cambridge University Press, 382 p.

LUDWIG (J.A.) and REYNOLDS (J.F.), 1988.- Statistical ecology. Aprimer on methods and computing.New York, WILEY (Edit.), 245 p.

MALLEY (D.F.), 1978.- Degradation of mangrove leaf litter by the tropical sesarmid crab *Chiromanthes onycophorum*. Marine Biology 49 : 377-386.

MARAIS (J.F.K.), 1982.- The effects of river flooding on the fish populations of two eastern Cape estuaries. S. Afr. J. Zool., 17 : 96-104.

MARAIS (J.F.K.), 1984.- Feeding ecology of major carnivorous fish from four eastern Cape estuaries. S.Afr. J. Zool., 19 : 210-223.

MARAIS (J.F.K.), 1988.- Some factors that influence fish abundance in South African estuaries. S. Afr. J. mar. Sci., 6 : 67-77.

MARIUS (C.), 1977.- Notice explicative de la carte pédologique au 1/50 000 des îles du Saloum. ORSTOM Dakar, 47 p + annexes.

MARIUS (C.), 1985.- Mangroves du Sénégal et de la Gambie. Ecologie - Pédologie - Géochimie - Mise en valeur et aménagement. Editions de l'ORSTOM, collection Travaux et Documents, 193, 357 p.

MARTIN (V.) et BECKER (C.), 1979.- Documents pour servir à l'histoire des îles du Saalum. Bull. IFAN, tome 41, 4 : 723-773.

MAY (R.M.), 1981. Theoretical ecology - Principles and applications. Second edition. Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne, MAY R.M. (Edit.), Blackwell Scientific Publications, 489 p.

McDOWALL (R.M.), 1976.- The role of estuaries in the life cycle of fishes in New Zealand. Proc. New Zealand Ecol. Soc., 23 :27-32.

McHUGH (J.L.), 1976.- Estuarine fishes : are they dommed ? In : WILEY M. (Edit.). Estuarine Processes, 1, New York, Academic Press : 15-27.

McHUGH (J.L.), 1980.- Coastal fisheries. *In* : Fisheries management. Oxford, LACKEY and NIELSEN (Edit.), Blackwell Scientific Publ. : 323-346.

McHUGH (J.L.), 1985.- The estuarine ecosystem integrated. Foreword. *In* : Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A. (Edit.) : 9-16.

McKAYE (K.R.), 1989.- Behavioural aspects of Cichlids reproductive strategies : Patters of territoriality and brood defence in Central American substratum spawners and African mouth brooders. *In* : Fish reproduction - Strategies and tactics . Third edition, London, San Diégo, New York, Berkeley, Boston, Sydney, Tokyo ; POTTS G.W. and WOOTTON R.J. (Edit.), Academic Press : 243-273.

McLUSKY (D.S.), 1993.- Marine and estuarine gradients - An overview. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 27 (2-4) : 489-493.

McNEELY (J.A.), 1988.- Economics and biological diversity : developing and using economic incentives to conseve biological diversity. Gland, IUCN, XV + 200 p.

MEDINA-GAERTNER (M.), 1985.- Etude du zooplancton côtier de la baie de Dakar et de son utilisation par les poissons comme source de nourriture. Thèse Doct. 3 ème cycle Univ. Bretagne Occidentale, 141 p.

MEPHAM (J.S.), 1987.- Southern Africa : Wetlands of the South West Cape. *In* : African Wetlands and Shallow water bodies. BURGIS M.J. and SYMOENS J.J. (Edit.) : 518-593.

MICHEL (P.), 1969.- Les bassins des fleuves Sénégal et Gambie. Etude géomorphologique. Thèse Doctorat d'Etat Univ. Strasbourg I, 1169 p.

MISUND (O.A.), 1990.- Sonar observations of schooling herring : school dimensions, swimming behaviour, and avoidance of vessel and purse seine. KARP W.A (Edit.). Rapp. P-V. Reun. CIEM., vol. 189 : 135-146.

MISUND (O.A.), 1993.-Avoidance behaviour of herring (*Clupea harengus*) and mackerel (*Scomber scombrus*) in purse seine capture situations. Fisheries Research, 16 : 179-194.

MISUND (O.A.) and AGLEN (A.), 1992.- Swimming behaviour of fish schools in the North Sea during acoustic surveying and pelagic trawl sampling. ICES J. mar. Sci., 49 : 325-334.

MOLLION (M.), 1985. Etude des herbiers des embouchures du Saloum et du Diomboss. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 83-88.

MONTEIRO (C.C.), 1989.- La faune ichthyologique de la lagune Ria Formosa (Sud Portugal). Répartition et organisation spatio-temporelle des communautés : application à l'aménagement des ressources. Thèse de Doctorat Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 219 p.

MONTEIRO (C.), LASSERRE (G.) and LAM HOAI (T.), 1990.- Organisation spatiale des communautés ichtyologiques de la Ria Formosa (Portugal). Oceanologica Acta, 13 (1) : 79-96.

MOORE (D.), BRUSHER (H.A.) and TRENT (L.), 1970.- Relative abundance, seasonal distribution and species composition of demersal fishes off Louisiana and Texas, 1962-1963. Contr. Mar. Sci., 15 : 45-70.

NDAO (B.), 1985.- L'avifaune. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 104-108.

NDIAYE (H. G.), 1992.- Application de la télédétection à l'étude de l'évolution des écosystèmes des bassins des fleuves Saloum et Casamance. Rapp. Chercheur Associé ORSTOM, 36 p + pl.

NEIRA (F.J.), BECKLEY (L.E.) and WHITFIELD (A.K.), 1988.- Larval development of the Cape silverside, Atherina breviceps Cuv. and Val. 1835 (Teleostei : Atherinidae) from Southern Africa. S. Afr. J. Zool., 23 : 176-183.

NIELAND (H.), 1980.- Die nahrung von sardinen, sardinellen, und maisfischen vor der westküste Afrikas. Inst. Für. Meereskunde Univ., Kiel, 137 p.

NIKOLSKY (G.V.), 1963.- The ecology of fishes. New York, Academic Press, Inc., 352 p.

NORDBY (C.S.) and ZEDLER (J.B.), 1991.- Response of fish and macrobenthic assemblages to hydrologic disturbances in Tijuana estuary and Los Penasquitos lagoon, California : Estuaries, 14 (1) : 80-93.

NORDLIE (F.G.) and KELSO (D.P.), 1975.- Trophic relationships in a tropical estuary. Rev. Biol. Trop., 23 (1) : 77-99.

ODUM (W.E.), COPELAND (B.J.) and McMAHAN (E.A.), 1974.- Coastal ecological system in the United States. The Consevation Foundation, Washington D.C., Vol. 1-4 : 1980 p.

ODUM (W.E.) and HEALD (E.J.), 1972.- Trophic analysis of an estuarine mangrove community. Bull. Mar. Sci., 22 (3) : 671-738.

ODUM (W.E.) and HEALD (E.J.), 1975.- The detritus-based food web of an estuarine community. *In* : Estuarine Research. L.E. CRONIN (Editor), Vol. 1. New York, Academic Press : 265-285.

OLSEN (K.), 1990.- Fish behaviour and acoustic sampling. *In* : Developments in fisheries acoustics, a Symposium held in Seattle, 22-26 Jun 1987. KARP W.A (Edit.). Rapp. P-V. Reun. CIEM., vol. 189 : 147-158.

OLSEN (K.H.), 1992.- Kin recognition in fish mediated by chemical cues. *In* : Fish chemoreception. HARA T.J. (Edit.) : 229-248.

ONA (E.) and TORESEN (R.), 1988.- Avoidance reactions of herring to a survey vessel, studied by scanning sonar. ICES CM 1988/ H , 46 : 1-8.

OTTMAN (F.), 1965. - Introduction à la géologie marine et littorale. Paris, Masson et Cie, 259 p.

PAGES (J.), BADIANE (S.), DEBENAY (J.P.), DIOUF (P.S.) et LE BOUTEILLER (C.), 1986.- Les mécanismes de production dans l'estuaire de la Casamance. *In* : Actes du séminaire "l'estuaire de la Casamance-Environnement, pêche, socio-économie", 19-24 juin 1986, Ziguinchor, Sénégal, L. LE RESTE, A. FONTANA et A. SAMBA (Edits) : 39-69.

PAGES (J.) and CITEAU (J.), 1990.- Rainfall and salinity of a Sahelian estuary between 1927 and 1987. Journal of Hydrology, 113 : 325-341.

PAGES (J.), CORBIN (D.) et LEMOALLE (J.), 1992.- Le seston de l'estuaire du Saloum. Bilan provisoire. Montpellier, ORSTOM, 19 p multigr.

PANDARE (D.), 1987.- Faune ichtyologique de la Casamance en saison humide. In : Etude des estuaires et lagunes du Sénégal. Dakar, Rapport de E.P.E.E.C. : 77-88.

PANDARE (D.) et CAPEDEVILLE (B.), 1986.- Faune ichtyologique de la Casamance. *In* : Etude des estuaires du Sénégal : Casamance et Joal-Fadiouth. Dakar, Rapport de E.P.E.E.C.: 59-88.

PANDARE (D.) et NIANG (S.), 1989.- Situation de l'ichtyofaune en Casamance et étude préliminaire de quelques plan d'eau en relation avec le cours d'eau principal. Dakar, Rapp. Fin. EPEEC : 13-19.

PAUGY (D.), TRAORE (K.) et DIOUF (P.S.), 1994.- Faune ichtyologique des eaux douces d'Afrique de l'Ouest. Ann. Mus. r. Afr. Centr. Zool., 275 : 35-85.

PAULY (D.), 1975.- On the ecology of a small West-African lagoon. Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch., 24 : 46-62.

PAULY (D.), 1985.- Ecology of coastal and estuarine fishes in southeast Asia : a Phillippine case study. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A., (Edit.) : 499-535.

PAYNE (A.I.), 1978.- Gut pH and digestive strategies in estuarine grey mullet (Mugilidae) and tilapia (Cichlidae). J. Fish Biol., 13 : 627-629.

PERKINS (E.J.), 1974.- The biology of estuaries and coastal waters. London, New York, Academic Press, 678 p.

PERSAT (H.) et CHESSEL (D.), 1989.- Typologie de distributions en classes de taille : intérêt dans l'étude des populations de poissons d'invertébrés. Acta Oecologica, 10 (2) : 175-195.

PETIT (G.), 1954.-Introduction à l'étude écologique des étangs méditéranéens. Vie et milieu, 4 (4) : 569-604.

PIBOUBES (R.) et PERCIER (A.), 1989.- Dictionnaire de l'océan. Paris, Conseil International de la Langue Française, 671 p.

PIELOU (E.C.), 1969.- An introduction to mathematical Ecology. New York, JohnWiley and Sons, VIII+286 p.

PINTO (L.), 1987.- Environmental factors influencing the occurrence of juvenile fish in the mangroves of Pagbilao, Philippine, Hydrobilogia, 150 : 283-301.

PLUMSTEAD (E.E.), 1990.- Changes in ichthyofaunal diversity and abundance Within the Mbashe estuary, Transkei, following construction of a river barrage. S. Afr. J. mar. Sci., 9 : 399-407.

POSTMA (H.), 1969.- Chemistry of coastal lagoons. UNAM-UNESCO. Mexico, D.F. Nov. 28-30, 1967 : 421-430.

POTTER (I.C.), BECKLEY (L.E.), WHITFIELD (A.K.) and LENANTON (R.C.J.), 1990.- Comparisons beetween the role played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. Environmental Biology of fishes, 28 : 143-178.

PRICE (P.W.), SLOBODCHIKOFF (C.N) and GAUD (W.S.), 1984.- A new ecology. Novel approches to interactive systems.New York, PRICE P.W., SLOBODCHIKOFF C.N and GAUD W.S (Edit.), John Wiley and Sons, 515 p.

PRITCHARD (D.), 1967.-What is an estuary : Physical viewpoint. *In* Estuaries, G.H. Lauff (Edit.). American Association for the advancement of Science, Publication 83, Washington, DC : 3-5.

PRODON (R.) et LEBRETON (J.D.), 1994.- Analyses multivariées des relations espèces-milieu : structure et interprétation écologique. Vie Milieu, 44 (1) : 69-91.

RAY (G.C.) and HAYDEN (B.P.), 1992.- Coastal zones ecotones. *In* : Landscape boundaries. HANSEN B.P.and DI CASTRI F. (Edit.). Ecological studies, : 403-421.

REBELO (J.E.), 1992.- The Ichthyofauna and abiotic hydrological environment of the Ria de Aveiro, Portugal. Estuaries 15 (3) : 403-413.

REDEKE H.C., 1922.- Zur biologie der Niederlandischen brackwasser-typen. Bijd. Tot. de Dierkunde, XXII : 329-335.

REIZER (C.), 1974.- Définition d'une politique d'aménagement des ressources halieutiques d'un écosystème aquatique complexe par l'étude de son environnement abiotique, biotique et anthropique. Thèse doctorale. Arlon FUL, 6 vol., 525 p.

REIZER (C.), 1988.- Les pêches continentales du Fleuve Sénégal. Environnement et impact des aménagements. Annales Sciences Zoologiques du Musée Royal de l'Afrique Centrale de Tervuren. Belgique, Vol. 254, 379 p.

REMANE (A.) and SCHLIEPER (C.), 1971.- Biology of brackish water. New York, Wiley , 372 p.

ROBERTSON (A. I.), 1986.- Leaf buring crabs their influence on energy flow and export from mixed mangrove forest (*Rhizophora spp.*) in northeastern Australia, J. Exp. mar. Biol. Ecol., 102 : 237-248.

ROBERTSON (A.I.) and DUKE (N.C.), 1987.- Mangroves as nursery sites : comparisons of the abondunce and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. Mar. Biol. 96 : 193-205.

ROBERTSON (A.I.) and DUKE (N.C.), 1990.- Mangrove fish communities in tropical Qeensland, Australia : spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. Mar. Biol., 104 : 369-379.

RODRIGUEZ (C.) and STONER (A. W.), 1990.- The epiphyte community of mangrove roots in a tropical estuary : Distribution and Biomass. Aquatic Botany, 36 : 117-126.

RODRIGUEZ (G.), 1975.- Some aspects of the ecology of tropical estuaries. *In* : Tropical ecological systems. Trends in terrestrial and aquatic research. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, GOLLEY F.B. and MEDINA E (Edit.) : 313-333.

ROSS (S.W.) and EPPERLY (S.P.), 1985.- Utilization of shallow estuarine nursery areas by fishes in Pamelico sound and adjacent tributaries, North Carolina. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A., (Edit.) : 391-412.

RÜTZLER (K.), 1969.- The mangroves communities aspects of structures faunistics on ecology. *In* : Laguna costeras, un simposio. UNAM UNESCO, Mexico 515-535.

SABATIER (R.), LEBRETON (J-D.) and CHESSEL (D.), 1989.- Principal component analysis with instrumental variables as a tool for modeling composition data. *In* : Multiway data analysis. COPPI R. and BOLASCO S. (Edits.), Elsevier Science Publishers B.V. (North-Holland) : 341-352.

SANCHES (J.G.), 1991.- Catalogo dos Principais peixes marinhos da Republica da Guiné-Bissau. Publicaçoes Avulsas do I.N.I.P., 16 , 429 p.

SAOS (J.L.) et PAGES (J.), 1985.- Mesures hydrologiques dans le Saloum. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 7-43.

SAS, 1988.- SAS/STAT user's guide. Release 6.03 Edition. Cary, SAS Institute, 1028 p

SASEKUMAR (A.), CHONG (V.C.), LEH (M.U.), D'CRUZ (R.), 1992.- Mangrove as a habitat for fish and prawns. Hydrobiologia, 247 : 195-207.

SCHERRER (B.), 1984.- Biostatistique. Québec, GAËTAN MORIN, 850 p.

SERET (B.), 1983.-Faune ichtyologique du Bandiala et du Diomboss. *In* : Atelier d'étude des mangroves au sud de l'estuaire du Saloum : Diomboss-Bandiala (Sénégal). Rapp. Fin. EPEEC : 125-146.

SERET (B.) et OPIC (P.), 1986.-Poissons de mer de l'Ouest Africain Tropical. Initiations-Documents Techniques ORSTOM, 49, 459 p.

SERET (C.), 1982.- Le zooplancton. *In* : Atelier d'étude des mangroves et de l'estuaire du Saloum (Sénégal). Rapp. Fin. EPEEC : 87-94.

SERET (C.), 1985.- Zooplancton de l'estuaire du Sine-Saloum. *In* : L'estuaire et la mangrove du Sine -Saloum. Atelier régional UNESCO/COMAR tenu à Dakar (Sénégal) du 28 février au 5 mars 1983. Rapp. UNESCO sur les Sciences de la Mer, 32 : 67-71.

SERGERSTRALE (S.G.), 1959.- Brackishwater classification : a historical survey. Arch. Océanogr. Limnol., Venazia, 11 :7-33.

SIMIER (M.), 1990.- Diverses approches statistiques pour l'analyse de la variabilité spatio-temporelle des peuplements de poissons lagunaires. Application à un secteur de la Lagune Ebrié. Rapp. Diplome Universitaire de 3ème cycle, Univ. des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 28 p, + 29 figures + annexes.

SIMIER (M.), 1993.- Les peuplements de poissons du Sine-Saloum : Variabilité de l'échantilionnage au cours du cycle de marée. Monpellier, ORSTOM/HOT, 38 p.

SKRESLET (S.), 1986.- Freshwater outflow in relation to space and time of complex ecological interactions in coastal waters. *In* : The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, SKREST S. (Edit.) : 3-13.

SMITH (R.F.), SWARTZ (A.H.) and MASSMANN (W.H), 1966.- A symposium on estarine fisheries. Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 3 : 1-154.

SMITH (T.J.), BOTO (K.G.), FRUSHER (S.D.) and GIDDINS (R.L.), 1991. - Keystone species and mangrove forest dynamics : the influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. Estuarine Coastal Shelf Sci., Vol. 33 : 419-432.

SOUMARE (A.), 1992.- Evolution géomorphologique récente des paysages du Bas-Saloum. Mémoire de DEA. Univ. Cheihk Anta Diop de Dakar, 61 p.

SOURIE (R.), 1957.- Etude écologique des plages de la côte sénégalaise aux environs de Dakar (macrofaune). Ann Ecole Sup. Sci. Dakar, 3 : 1-110.

SOW (M.), DIALLO (A.), DIALLO (N.), DIXON (C.A.) et GUISSE (A.), 1994.- Formations végétales et sols dans les mangroves des Rivières du Sud. *In* : Dynamique et usage de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud (du Sénégal à la Sierra Léone), M. C. CORMIER (Edit.) : 51-58.

STACEY (N.E.), 1989.- Control of the timing of ovulation by exogeneous and endogeneous factors. *In* : Fish Reproduction strategies and tactics. POTTS G.W. and WOOTTON R.J. (Edits) : 207-222.

STONER (A.W.), 1986.- Community structure of the demersal fish species of laguna Joyuda, Puerto Rico, Estuaries, 9 (2) : 142-152.

STRICKLAND (J.D.H.) and PARSONS (T.R.), 1972.- A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 2nd Edition, 167, 310 p.

SUTCLIFFE (W.H. Jr.), 1973.- Correlation between seasonal river discharge and local landings of American lobster (*Homarus americanus*) and Atlantic halibut (Hippoglossus hippoglossus) in the Gulf of St. Lawrance. J. Fish Res. Bd Canada, 30 (6) : 856-859.

SVENSON (G.S.O.), 1933.- Fresh water fishes from the Gambia. Kungl. Sv. Vet. Akad. Handl., 12 (3), 102 p.

SYKES (J.E.) and MANOOCH (C.S.), 1978. Estuarine predator-prey relations. In : Predator-prey systems in fisheries management. International Symposium on predator-prey systems in fish communities and their role in fisheries management, Atlanta, Ga., July 24-27, CLEPPER H. (Edit.) : 93-101.

SYLLA (M.), 1994.- Soil salinity and acidity : spatial variability and effects on rice production in west Africa's mangrove zone. CIP-data Koninklijke Bibliotheek, Den Haag, 175 p.

TALBOT (M.M.J.), 1982.- Aspects of the ecology and biology of Gilchristella aestuarius (G & T) (Pisces : Clupeidae) in the Swartkops estuary, Port Elizabeth. M. Sc.Thesis. University of Port Elizabeth, 128 p.

THIAM (M.D.), 1986.- Géomorphologie, évolution et sédimentologie des terrains salées du Sine-Saloum (Sénégal). Thèse Doct. 3ème cycle Univ. Paris I, 186 p.

THIOULOUSE (J.), CHESSEL (D.) et OLIVIER (J.M.), 1995.- Analyses multivariées et expression graphique des données environnementales. Fascicule 5. Variables instrumentales. Programmathèque ADE-4, Institut d'Analyse des Systèmes Biologiques et Socio-économiques . Université Claude Bernard Lyon I, 156 p.

THOLLOT (P.), 1992.- Les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat Université d'Aix-Marseille II, 406 p.

THOMSON (J.M.), 1981 - Mugilidae. *In* : Fiches F.A.O. d'identification des espèces pour les besoins de la pêche, Atlantique Centre-Est, Tome 3. FISCHER W., BIANCHI G. et SCOTT W.B. (Edits.)

THOMPSON (S.K.), 1992.- Sampling . New York, Chischester, Brisbane, Toronto, Singapore, JOHN WILEY & SONS. INC., 343 p.

TREWAVAS (E.), 1983.- Tilapiine fishes of the genera Sarotherodon, Oreochromis and Danakilia. British Museum (Natural History), London, 583 p.

TREWAVAS (E.) and INGHAM (S.) 1972.- A key to the species of Mugilidae (Pisces) in the Northeastern Atlantic and Mediterranean, with explanatory notes. J. Zool. Lond., 167 : 15-29.

TWILLEY (R.R.), LUGO (A.E.) and PATTERSON (C.), 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forests in Southwest Florida. Ecology 67 (3) : 670-683.

VAILLANT (J.), DENIS (J-B.) et ROSPARS (J-P.), 1990.- Pratique de l'échantillonnage - Notions de base et illustrations. 2ème version. Versailles, INRA. Laboratoire de Biométrie, 106 p.

VERGER (F.), DIAW (T.), DIOP (E.S.), LAKE (L.A.), NDIAYE (A.P.), NDIAYE (P.), SALL (M.M.), BRESSOLIER (C.) et CALLIES (P.), 1979.- Télédétection de quelques géosystèmes littoraux sénégalais. Rapp. TECASEN, 1, 81 p.

VERNBERG (W.B.) and VERNBERG (F.J.), 1976.- Physiological adaptations of estuarine animals. Oceanus, 19 (5) : 48-54.

WAGNER (P.R.), 1973.- Seasonal biomass, abundance, and distribution of estuarine dependent fishes in Caminada Bay system of Louisiana Ph. d. Diss. La. State Univ., 192 p.

WALLACE (J.H.), 1975.- The estuarine fishes of the east coast of South africa. 1. Species composition and length distribution in the estuarine and marine environments. 2. Seasonal abundance and migrations. Invest. Rep. océanogr. Res. Inst., 40, 72 p.

WALLACE (J.H.) and ELST (van der R.P.), 1975.- The estuarine fishes of east coast of South Africa. 4. Occurrence of juvenile in estuaries. Ecology, estuarine dependence and status. Investl. Rep. oceanogr. Res. Inst. S. Afr., 42, 63 p.

WALLACE (J.H.), KOK (H.M.), BECKLEY (L.E.), BENNETT (B.), BLABER (S.J.M.) and WHITFIELD (A.K.), 1984.- South African estuaries and their importance to fishes. S. Afr. J. Sci., 80 : 203-207.

WALSH (G.E.), 1974.- Mangroves : a review. *In* : Ecology of halophytees. Reinolds and *Qeen* (Edits), Academic Press New York : 51-118.

WARBURTON (K.), 1978.- Community structure, abundance and diversity of fish in a Mexican coastal lagoon system. Estuarine and Coastal Marine Science, 7 : 497-519.

WARDLE (C.S.), 1988.-Understanding fish behaviour can lead to more selective fishing gears. *In* : Proceedings of World Symposium on Fishing Gear and Fishing vessel design 1988. St. John's, Newfoundland Canada, Marine Institute : 12-18.

WARDLE (C.S.), 1993.- Fish behaviour and fishing gear. *In* : Behaviour of Teleost fishes. Second edition. London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne et Madras, PITCHER T.J. (Edit.) : 609-643.

WEINSTEIN (M.P.), 1982.- Commentary : A need for more experimental work in estuarine fisheries ecology. Northeast Gulf Sci., 5 (2) : 59-64.

WEINSTEIN (M.P.), 1985.- Distributional Ecology of fishes inhabiting warm-temperate and tropical estuaries : community relationships and implications. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A., (Edit.) : 285-310.

WERNER (E.E.), GUILLIAM (J.F.), HALL (D.J.) and MITTELBACH (G.G.), 1983.- An expermental test of effects of predation risk on habitat use in fish. Ecology, 64 (6) : 1540-1548.

WHITFIELD (A.K.), 1980a.- Food chains in lake St Lucia. *In* : Studies on the ecology of Maputaland. Grahamstown, BRUTON M.N. and COOPER K.H. (Edit.) : 427-431.

WHITFIELD (A.K.), 1980b.- A quantitative study of trophic relations within the fish community of the Mhlanga Estuary, South Africa. Estuarine and Coastal Marine Science, 10 : 417-435.

WHITFIELD (A.K.), 1983.- Factors influencing the utilization of southern African estuaries by fishes. S. Afr. J. Sci. 79 (9) : 362-365.

WHITFIELD (A.K.), 1986.- Fish community structure response to major habitat changes within the littoral zone of an estuarine coastal lake. Env. Biol.Fish., 17 : 41-51.

WHITFIELD (A.K.), 1988.- The fish community of the Swartvlei estuary and the influence of food availability on resource utilization. Estuaries, 11 : 160-170.

WHITFIELD (A.K.), 1989.- Ichthyoplancton in a Southern African surf zone : nursery area for postlarvae of estuarine associated fish species ? Estuarine Coastal and Shelf Science, 29 : 533-547.

WHITFIELD (A.K.), 1990.- Life-history of fishes in South African estuaries. Environmental Biology of fishes, 28 : 295-308.

WHITFIELD (A.K.), 1993.-Fish Biomass estimates from the littoral zone of an estuarine coastal lake. Estuaries, 16 (2) : 280-289.

WHITFIELD (A.K.), 1994a.- Fish species diversity in southern African estuarine systems : an evolutionary perspective. Environmental Biology of fishes 40 : 37-48.

WHITFIELD (A.K.), 1994b.- A review of ichthyofaunal biodiversity in Southern African estuarine systems. *In* : Diversité biologique des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique. TEUGELS G. GUEGAN J.F. et ALBARET J.J. (Edit.). Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool., 275 : 149-163.

WHITFIELD (A.K.), 1994c.- An estuary-association classification for the fishes of southern Africa. Suid-Afrikaanse Tydskrif vir Wetenskap, Vol. 20 : 411-418.

WHITFIELD (A.K.) and BLABER (S.J.M.), 1978.- Food and feeding ecology of piscivorous fishes in three southern African estuaries with differing freshwater inputs. Mar. Ecol. Prog. Ser., 105 : 257-267.

WHITFIELD (A.K.), BLABER (S.J.M.) and CYRUS (D.P.), 1981.- Salinity ranges of some southern African fish species occuring in estuaries. S. Afr. J. Zool.,16 : 151-155.

WHITFIELD (A.K.) and KOK (H.M.), 1992.- Recruitment of juvenile marine fishes into permanantly open and seasonally open estruarine systems on the southern coast of South Africa. Ichthyological Bulletin, 57 : 1-39.

WHITFIELD (A.K.), PATERSON (A.W.), BOK (A.H.) and KOK (H.M.), 1994.- A comparison of the ichthyofaunas in two permanently open eastern Cape estuaries. S. Afr. J. Zool., 29 (2) : 175-185.

WHITTAKER (R.H.) and LIKENS (G.E.), 1973.- Primary production : the biosphere and man ; Human Ecol., 1 : 357-369.

WHORISKEY (F.G.) and FITZGERALD (G.J.), 1985.- The effects of bird predation on an estuarine stickleback (Piscies : Gasterosteidae) community. Can. J. Zool., 63, 301-307.

WILLIAM (E.O.) and ERIC (J.L.), 1972.- Trophic analyses of an estuarine mangrove community. Bulletin of Marine Sciences, 22 (3) : 671-737.

WILSON (H.T.) and WEISBERG (S.B.), 1993.- Design considerations for beach seine surveys of striped bass. North American Journal of Fisheries Management, 13 : 376-382.

WINEMILLER (K.O.) and LESLIE (M.A.), 1992.- Fish assemblages across a complex, tropical freshwater/marine ecotone. Env. Biol. Fishes, 34 : 29-54.

WOODWELL (G.M.), WINRSTER (C.F.) and ISSACSON (P.A.), 1967.- DDT residues in an east coast estuary : A case biological concentration of a persistent insecticide. Science, 156 (3776) : 821-824.

WOOTTON (R.J.), 1989.- Introduction : strategies and tactics in fish reproduction. *In* : Fish reproduction - Strategies and tactics . Third edition, London, San Diégo, New York, Berkeley, Boston, Sydney, Tokyo ; POTTS G.W. and WOOTTON R.J. (Edit.), Academic Press : 1- 12.

WOOTTON (R.J.), 1992.- Fish ecology.- Glasgow, London, New York, Blackie and Son Limited, 212 p.

YANEZ-ARANCIBIA (A.), 1985.- The estuarine nekton : why and how an ecological monograph. Preface. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A., (Edit.) : 1-8.

YANEZ-ARANCIBIA (A.), AMEZCUA LINEARES (F.) and DAY (W.D.Jr.), 1980.- Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a Tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. *In* : Estuarine perspectives. New York, London, Sydney, Toronto, San Francisco, KENNEDY V.S. (Edit.), Academic Press : 465-482.

YANEZ-ARANCIBIA (A.), LARA-DOMINGUEZ (A.L.), CHAVANCE (P.) and HERNANDEZ (D.F.), 1983. - Environmental behaviour of Terminos Lagoon system, Campeche, Mexico. Anais del Instituto de Ciencias del Mar y Limnologia de la Universidad Natcional Autonoma de Mexico, 10 : 137-176.

YANEZ-ARANCIBIA (A.), LARA-DOMINGUEZ (A.L.), SANCHEZ-GIL (P.), MALDONADO (I.V.), ABAD (M.C.G.), ALVAREZ-GUILLEN (H.), GARCIA (M.T.), HERNANDEZ (D.F.) and LINEARES (F.A.), 1985.- Ecology and evalution of fish community in coastal ecosystems : estuary-shelf interrelationships in southern Gulf of Mexico. *In* : Fish community ecology in estuaries and lagoons : towards an ecosystem integration. Mexico, YANEZ-ARANCIBIA A., (Edit.) : 475-498.

YANEZ-ARANCIBIA (A.) and NUGENT (R.S.), 1977.- The ecological role of fishes in estuaries and coastal lagoons. An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. Mexico, 4 (1) : 107-114.

YOCCOZ (N.G.), 1993.- Morphométrie et analyses multidimensionnelles - Une revue des méthodes séparant taille et forme. *In* : Biométrie et Environnement. LEBRETON J.D.,

ASSELAIN B., LEGAY J.M. et TOMASSONE R. (Edits). Paris, Milan et Barcelone, MASSON : 73-99.

YOUNG (P.C.) and CARPENTER (S.M.), 1977.- Recruitment of postlarval peneid prawns to nursery areas in Moreton Bay. Queensland . Aust. J. mar. Freshwat. Res. 28, 745-773.

ZABI (G.S.F.) et LE LOEUF (P.), 1993.- Revue des connaissances sur la faune benthique des milieux margino-littoraux d'Afrique de l'Ouest. Deuxième partie : les peuplements et biotopes. Rev. Hydrobiol. trop. 26 (1) : 19-51.

ZIJLSTRA J.J., 1972.- On the importance of the wadden sea as a nursery and area in relation to the conservation of the southern North sea fishery resources. Symp. Zool. Soc. Lond., 29 : 233-258.

Annexes

BIOLOGICAL DIVERSITY IN AFRICAN FRESH- AND BRACKISH WATER FISHES. Geographical overviews - Symposium PARADI - DIVERSITÉ BIOLOGIQUE DES POISSONS DES EAUX DOUCES ET SAUMÂTRES D'AFRIQUE. Synthèses géographiques. Teugels *et al.* (eds), 1994. *Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool.*, 275: 165-177.

Diversité des poissons des lagunes et des estuaires ouest-africains

Jean-Jacques Albaret[1] et Papa Samba Diouf
Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye, B.P. 2241, DAKAR, Sénégal
[1]Chercheur ORSTOM

Résumé

Les milieux estuariens et lagunaires (MEL) sont très abondantes le long du littoral de l'Afrique de l'Ouest. La diversité des situations écologiques est importante. La définition et les frontières tant physiques que biologiques des MEL demeurent imprécises. On y reconnait cependant une certaine unité dans la composition des communautés de poissons. Celles-ci sont globalement riches et diversifiées. Cette richesse spécifique doit être reliée à la diversité des milieux et à un potentiel du peuplement considérable regroupant des espèces marines, continentales et estuariennes à large spectre biogéographique. Les espèces peuvent être regroupées dans 8 catégories écologiques dont 4 composées d'espèces largement euryhalines et eurybiotiques, constituant les éléments fondamentaux de l'ichtyofaune de l'ensemble des MEL d'Afrique de l'Ouest. Suivant le type de milieu considéré l'apport des groupes complémentaires, marins et continentaux, sera plus ou moins grand.

Les MEL abritent les formes juvéniles de nombreuses espèces côtières mais sont également le siège d'une importante activité de reproduction. L'euryhalinité de la plupart des espèces pendant la reproduction est remarquable, de même que la diversité des comportements et stratégies liés à la ponte. Les facteurs qui contrôlent la maturation et/ou la ponte varient suivant l'origine marine, continentale ou véritablement estuarienne des espèces, les principaux étant les pluies, la crue, la salinité, la température, les disponibilités trophiques.... Faible niveau de spécialisation, adaptabilité et opportunisme caractérisent les comportements alimentaires de la majeur partie des espèces dans les MEL.

L'Afrique de l'Ouest a connu ces dernières décennies une augmentation de la population qui a entraîné un accroissement des besoins alimentaires et par la même, une pression plus forte sur les écosystèmes en particulier les estuaires et les lagunes. Les sollicitations humaines multiples, les nuisances qu'elles engendrent aggravées par le déficit pluviométrique chronique que connait la région sont à l'origine de profonds bouleversements dans la nature et la structure des peuplements de poissons et constituent les principales sources de menaces pour la diversité biologique des ces zones en Afrique de l'Ouest.

Summary

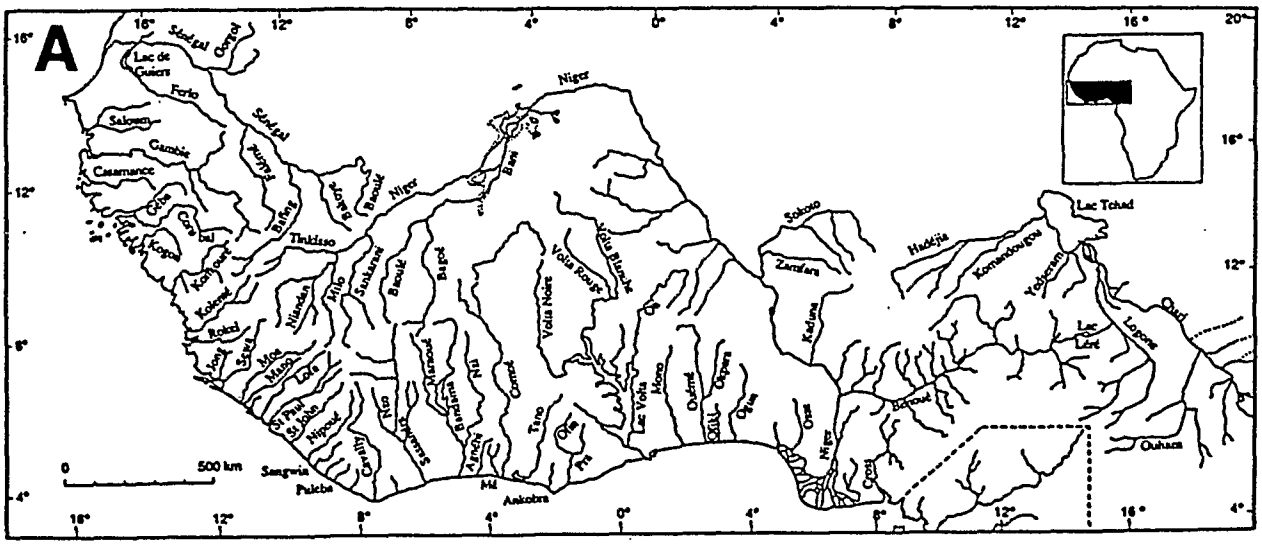
Estuaries and lagoons are very common along the West African coast. An important ecological diversity is found. Both the physical and biological definition and limits of estuaries and lagoons remain unprecise. However, a certain unity in the composition of fish communities can be recognized. The latter are generally rich and diversified. This species richness is related to the diversity in habitat and to the considerable potential of the populations including marine, continental and estuarine species with a broad biogeogeographical spectrum. The species can be grouped in 8 ecological categories, of which 4 are mainly composed of euryhaline and eurybiotic species, the basic elements of the ichthyofauna for estuaries and lagoons in West Africa. The influence of complementary, marine and continental groups depends on the type of habitat.

Estuaries and lagoons are the habitat of juveniles of numerous species but they are also used for reproduction. The euryhalinity of most of the species during the reproduction is remarkable, as is the diversity in behaviour and strategies related to reproduction. Factors controling maturation and/or reproduction depend on the marine, continental or estuarine origin of the species; most important are rainfall, inondation, salinity, temperature, trophic conditions.... The limited specialisation, adaptability and opportunism characterize feeding behaviour of most of the species inhabiting estuaries and lagoons.

The last few decades, West Africa has seen an increase of its population, leading to an increasing demand for food and an increasing pressure on the ecosystems, in particular on estuaries and lagoons. Numerous human needs and their consequences together with the reduced rainfall are the main threats for biological diversity in these parts of West Africa.

La zone concernée

Le littoral ouest-africain – défini ici comme la région s'étendant de l'estuaire du fleuve Sénégal à celui du fleuve Niger – est particulièrement bien pourvu en milieux estuariens et lagunaires (Fig. 1A,B). On peut remarquer que les systèmes d'estuaire dominent dans la partie septentrionale de la zone (Sénégal, Sine Saloum, Gambie, Casamance, multiples estuaires de la Guinée Bissau et de la Guinée) alors que les lagunes de toutes dimensions sont les plus nombreuses au sud (complexe lagunaire ivoirien, petites lagunes du Ghana, lagunes togolaises,



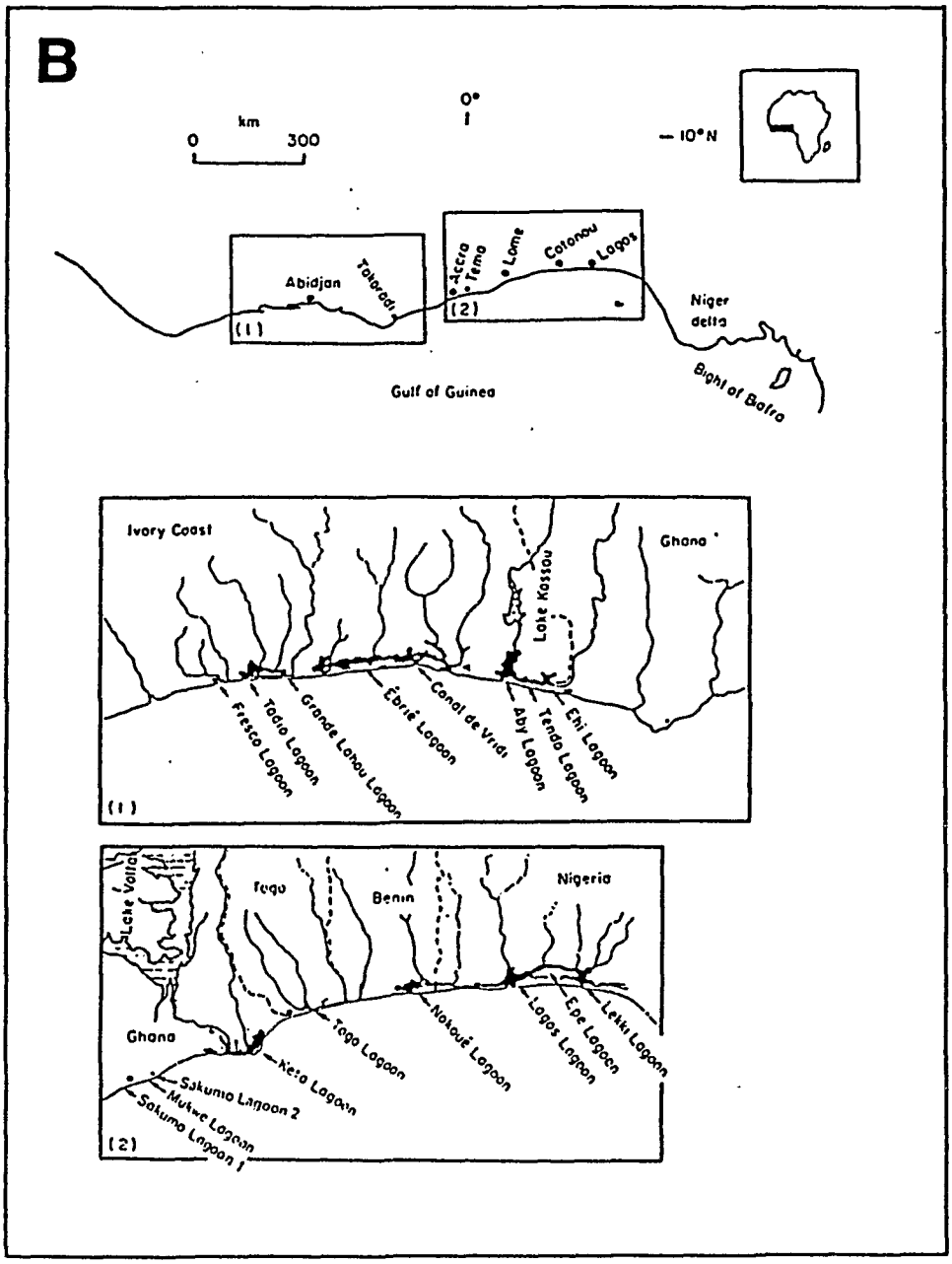


Figure 1. A. Carte de l'Afrique de l'Ouest. B. Zones lagunaires dans le Golfe de Guinée en Afrique de l'Ouest. - *A. Map of West Africa. B. Lagoons in the Gulf of Guinea in West Africa.*

béninoises et du Nigéria). La superficie totale couverte par ces zones, tant par les eaux libres que par la mangrove, est considérable (Fig. 1A, B) mais parfois difficile à estimer pour les deltas et les mangroves.

La diversité est extrême et il semble impossible de proposer une définition commune satisfaisante pour cet ensemble dont nous verrons que le point commun majeur est une certaine unité de peuplement. Cette diversité des milieux estuariens et lagunaires (MEL) est liée à (1) l'histoire géologique, (2) la taille et la morphologie, (3) la végétation et au climat, (4) l'importance et modalités des apports d'eau douce, (5) l'importance et aux modalités des apports d'eau de mer et (6) l'impact des activités humaines.

La variabilité spatio-temporelle de ces milieux, leur «diversité interne», est également en général très forte. Certains présentent une gamme de situations écologiques (biotopes, écotopes) si étendue qu'ils résument à eux seuls une part importante de la diversité des MEL d'Afrique de l'Ouest (cas de la lagune Ebrié, par exemple, Albaret, 1994).

Aperçu historique

Longtemps négligés, les milieux estuariens et lagunaires de la zone intertropicale sont actuellement l'objet d'un intérêt scientifique croissant lié, en grande partie, au développement des activités humaines dont ils sont le siège: pêche, aquaculture, tourisme, aménagements urbains et portuaires, barrages... De plus, leurs dimensions généralement réduites (par rapport aux étendues océaniques et aux grands bassins fluviaux), l'intensité des gradients physiques et biologiques, la fréquence et l'ampleur des variations hydro-climatiques en font des sites privilégiés pour l'application des méthodes et théories de l'écologie. L'ichtyologie, en raison de ses applications halieutiques et aquacoles, a été l'un des domaines les plus fréquemment abordés. Cependant il n'existe pas de véritable Histoire de l'ichtyologie estuarienne et lagunaire; elle figure, par bribes, dans celle des grands fleuves (Sénégal, Gambie, Comoé, Niger), et, dans une moindre mesure, dans celle de l'océanographie côtière.

Dans un premier temps, se sont développés des travaux de type exploratoire où figurent des éléments de systématique et d'inventaire de l'ichtyofaune saumâtre. Ainsi, Daget et Iltis (1965), rappellent que les premiers poissons récoltés en Côte d'Ivoire pour être envoyés au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris (France) provenaient de la lagune d'Assinie, aujourd'hui lagune Aby (Mission Scientifique de Chaper, voir Sauvage, 1882). Citons également la mission de Gruvel et la description du matériel rapporté faite par Pellegrin (1911, 1920), les travaux de Boulenger (1909-1916), ceux de Pellegrin (1923), de Svensson (1933), de Johnels (1954), de Daget (1960) et de Gras (1961). Finalement, l'ichtyofaune de certains milieux saumâtres a été décrite sous ses aspects systématiques et biogéographiques dans des ouvrages de synthèse tel celui de Daget et Iltis (1965) consacré aux poissons des eaux douces et saumâtres de la Côte d'Ivoire et base de très nombreux travaux développés ultérieurement en ichtyologie. Une mise à jour récente concernant partiellement les poissons estuariens a été faite par Lévêque *et al.* (1990, 1992) dans un ouvrage en deux tomes intitulé «Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest».

Par la suite se sont développées de nombreuses recherches sur la biologie et parfois l'écologie d'espèces ou de groupes d'espèces d'intérêt économique (au Sénégal, en Gambie, en Côte d'Ivoire, au Ghana, au Nigéria, principalement). Les recherches, à vocation synécologique, sur les communautés de poissons sont d'une manière générale plus récentes et moins nombreuses (Albaret, 1987, Diouf, 1992 au Sénégal; Dorr *et al.* 1985, Gambie; Longhurst, 1957, Sierra Leone; Daget et Durand, 1968, Albaret, 1994, Albaret et Ecoutin, 1989, Côte d'Ivoire; Pauly, 1975, Ghana; Lae, 1992, Togo; Fagade et Olaniyan, 1973, 1974, Wright, 1986, Nigéria).

Pour différentes raisons que nous n'approfondirons pas ici mais qui tiennent 1) à la difficulté de définition et de délimitation dans l'espace et le temps des milieux estuariens et lagunaires (on ne sait trop ce que c'est, où cela commence, où cela finit et, de plus ceci varie sans cesse!) et 2) à l'organisation quasi générale des sciences aquatiques: l'océanographie biologique d'un côté, l'hydrobiologie continentale de l'autre, très peu d'études globales ou monographiques ont été consacrées à ces systèmes et les informations dont nous disposons sont, le plus souvent fragmentaires et éparses. Ainsi, en particulier, la nature et la structure des peuplements de poissons ainsi que le rôle de l'environnement physique et biologique sont-ils largement méconnus. Bien souvent, une information de base comme la composition faunistique n'est pas même disponible. Il en résulte une difficulté certaine à comparer la diversité biologique des estuaires et lagunes d'Afrique de l'Ouest et par la même à progresser dans la compréhension du fonctionnement de ces systèmes écologiques.

Etat actuel des connaissances

Richesse ou pauvreté des milieux estuariens et lagunaires?

Les milieux saumâtres ont la «réputation» d'être pauvres en espèces (Petit, 1954; Kiener, 1978; Day et Yanez-Arañcibia, 1985; Day *et al.*, 1989). Il est alors paradoxal de constater que, lorsqu'une estimation fiable de leur richesse spécifique existe, celle-ci est tout à fait comparable et parfois supérieure à celle d'autres milieux aquatiques ouest-africains de dimensions comparables (Tab.I). L'ambiguïté réside vraisemblablement dans l'absence d'un consensus sur la définition et les limites des MEL (déjà évoquée précédemment) mais aussi d'un manque de réflexion sur les critères de recensement des espèces qui les habitent. Doit on prendre en compte l'ensemble des espèces observées ou bien opérer une sélection et dans

Tableau I. Richesse spécifique des milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest. - *Species richness in estuaries and lagoons in West Africa.*

Nom	Type	Localisation	Surface (km²)	Richesse	Source
Ebrié	Système lagunaire	Côte d'Ivoire	566	153	Albaret, 1994
Abi	Lagune	Côte d'Ivoire	424	82	Charles Dominique (comm. pers.)
Fleuve Sénégal	Estuaire	Sénégal		111	Diouf *et al.*, 1991
Sine Saloum	«Estuaire»	Sénégal		95	Diouf, 1992
Casamance	«Estuaire»	Sénégal		85	Albaret, 1987
Gambie	Estuaire	Gambie		103	Dorr *et al.*, 1985
Rio Buba	Estuaire	Guinée Bissau		80	Kromer (comm. pers.)
Lagos Lagoon	Lagune	Nigéria		79	Fagade and Olaniyan, 1974; Williams, 1962

ce cas suivant quelles modalités? Ceci pose la question de l'origine et de la nature des peuplements estuariens.

Origine de la diversité

La classification de l'ichtyocénose lagunaire proposée par Albaret (1994) permet de mieux appréhender l'origine et la nature des peuplements des milieux paraliques d'Afrique de l'Ouest (Fig. 2). Outre le degré d'euryhalinité, qui selon les cas est un critère primordial ou secondaire, les caractéristiques fondamentales du cycle bio-écologique de chaque espèce ont été prises en compte: répartition, lieu de reproduction, localisation et abondance des écophases... A partir d'un point central (les formes exclusivement estuariennes), les huit catégories créées se répartissent dans les deux directions marine et continentale.

Formes exclusivement estuariennes (E.): Espèces présentes exclusivement en milieu lagunaire ou estuarien où se déroule la totalité du cycle biologique. On y distingue schématiquement un groupe constitué de petites espèces sédentaires peu vulnérables aux engins de pêche (Blenniidae, Gobiidae, Eleotridae,...) et un groupe d'espèces de tailles moyennes où les Cichlidae sont fortement représentés (*Tylochromis jentinki, Sarotherodon melanotheron, Tilapia guineensis*...)

Formes estuariennes d'origine marine (E.m.): Ce sont également des espèces caractéristiques de l'ensemble des milieux saumâtres de la région où ils constituent un groupe très important tant par le nombre des espèces qui le constituent que par leurs biomasses respectives. Il s'agit d'espèces d'origine marine parfaitement adaptées aux conditions estuariennes. La différence avec le groupe précédent réside dans la présence d'individus, d'une population ou d'une écophase en mer. La reproduction a lieu en estuaire mais peut également survenir dans le milieu marin pour certains. Les principaux représentants de cette catégorie se trouvent chez les Mugilidae (*Liza grandisquamis* et *L. falcipinnis*), les Haemulidae (*Pomadasys jubelini, P. peroteti*), les Clupeidae (*Ethmalosa fimbriata*), les Carangidae (*Trachinotus teraia*), les Sciaenidae (*Pseudotolithus elongatus*)...

Formes estuariennes d'origine continentale (E.c.) : Symétrique du précédent par rapport au type E. ce groupe est composé d'espèces d'origine continentale parfaitement adaptées aux milieux saumâtres où elles sont représentées par des populations abondantes et permanentes. La reproduction a lieu en estuaire ou en lagune mais est également possible dans les eaux douces des fleuves et des lacs où elles sont également présentes. Les représentants de ce groupe, moins fourni que son homologue marin, sont des Claroteidae (*Chrysichthys nigrodigitatus, C. maurus, C. auratus*), certains Clariidae (*Clarias ebriensis*) et Cichlidae (*Hemichromis fasciatus*). Comme pour le groupe précédant les relations entre «populations» estuariennes et extra-estuariennes sont mal connues.

Formes marines-estuariennes (M.E.): Avec ce groupe qui n'a pas de véritable équivalent continental prend fin la symétrie évoquée précédemment; la diversité et l'abondance des formes marines étant nettement supérieures à celles des formes continentales. Il se distingue du groupe E.m. (estuariennes d'origine marine) par l'absence de reproduction lagunaire. Il s'agit d'espèces marines ayant une large répartition spatio-temporelle dans les MEL, correspondant à des aptitudes osmorégulatrices poussées. Elles sont représentées par des populations permanentes et abondantes où les écophases juvéniles sont souvent dominantes voire exclusives: Elopidae (*Elops lacerta*), Carangidae (*Caranx hippos, C. senegallus, Chloroscombrus chrysurus, Trachinotus ovatus, Selene dorsalis*), Haemulidae (*Brachydeuterus auritus*), Mugilidae (*Mugil cephalus*), Lutjanidae (*Lutjanus goreensis*), Gerreidae (*Eucinostomus melanopterus*), Serranidae (*Epinephelus aeneus*)...

Les espèces de ces quatre groupes constituent les éléments fondamentaux de l'ichtyocénose de l'ensemble des milieux lagunaires et estuariens de l'Afrique de l'Ouest. Elles constituent la base même des peuplements par leur permanence, leur abondance (ou à défaut leur régularité), et le rôle essentiel qu'elles tiennent dans l'écologie et l'économie halieutique de ces écosystèmes. Les grou-

pes suivants sont constitués d'espèces souvent indifféremment qualifiées «complémentaires», «accessoires», «occasionnelles», «rares»... Leur nombre et leur diversité sont variables suivant le type, la taille, les caractéristiques hydroclimatiques du milieu considéré.

Formes marines accessoires (M.a.): Ce sont des espèces régulièrement capturées dans les MEL mais rarement très abondantes et dont la présence est limitée dans l'espace (à la zone sous influence directe de l'océan) et/ou dans le temps (la saison sèche en général). Ces espèces ne sont, pour la plupart, pas présentes à des salinités inférieures à 20. Les principaux représentants en sont: *Antennarius occidentalis* (Antennariidae), *Fodiator acutus* (Exocoetidae), *Lagocephalus laevigatus* (Tetraodontidae), *Pentanemus quinquarius* (Polynemidae), *Sardinella aurita* (Clupeidae), *Trichiurus lepturus* (Trichiuridae)... Ce sont des formes littorales à qui une relative euryhalinité permet de pénétrer dans les MEL.

Formes marines occasionnelles (M.o.): Ce sont des espèces toujours très rares, voire exceptionnelles, et uniquement localisées à proximité immédiate de l'embouchure. Parmi ces «visiteurs» occasionnels figurent les espèces suivantes: *Boops boops* (Centracanthidae), *Cephalacanthus volitans* (Dactylopteridae), *Diodon maculatus* (Diodontidae), *Echeneis naucrates* (Echeineidae), *Fistularia villosa* (Fistulariidae), *Scarus hoefleri* (Scaridae), *Scorpaena spp.* (Scorpaenidae)...

La richesse spécifique, les abondances et la diversité des cycles biologiques sont nettement plus grandes sur l'axe marin du schéma (Fig. 2) que sur l'axe continental. Ainsi, l'équivalent du groupe M.E. n'existe pas et on ne distingue que deux catégories supplémentaires sur l'axe continental.

Formes continentales (C.): Sont essentiellement réunies dans cette catégorie des formes guinéennes indifférentes (au sens de Daget et Iltis, 1965) qu'une certaine tolérance aux basses salinités (moins de 5, en général) autorise à pénétrer en milieu saumâtre. Quelques unes, parmi les plus euryhalines, ont une large répartition dans les MEL lors de la crue (*e.g. Schilbe mandibularis*). D'autres, parfois en abondance notable (*Parailia pellucida*) restent cantonnées dans les secteurs oligohalins ou doux en permanence. Outre les Schilbeidae déjà cités, on note des Characidae (*Brycinus longipinnis, B. macrolepidotus*), certains Clariidae (*Clarias gariepinus, Heterobranchus isopterus*), ainsi qu'*Hepsetus odoe* (Hepsetidae), *Ctenopoma kingsleyae* (Anabantidae), *Polypterus endlicheri* (Polypteridae)...

Formes continentales occasionnelles (C.o.): Dans ce groupe, équivalent continental de la catégorie M.o., sont réunis des espèces dont la présence exceptionnelle en MEL est toujours limitée dans le temps (crue) et l'espace (partie haute des estuaires, débouché des fleuves dans les lagunes). La plupart restent localisées dans des eaux totalement douces (les Mormyridae *Marcusenius ussheri, M. furcidens* et *Petrocephalus bovei*) ou très légèrement salées (les Characidae *Brycinus nurse* et *B. imberi*, les Cichlidae *Chromidotilapia guntheri* et *Hemichromis bimaculatus* et le Notopteridae *Papyrocranus afer*...).

Toutes ces catégories écologiques sont représentées au sein des peuplements de la lagune Ebrié, de l'estuaire du Sénégal, de l'estuaire de la Gambie, de l'estuaire du Niger largement ouverts à la fois sur les domaines marins et continentaux. Dans les estuaires sursalés du Sine-Saloum ou de la Casamance le «centre de gravité» du peuplement s'est déplacé vers le pôle marin et la composante continentale a totalement disparu ou presque (une ou deux espèces du groupe E.c. peuvent subsister). Dans le cas de certaines lagunes (lac Togo en période de fermeture, Lae, 1992) le déplacement a lieu en sens inverse et les catégories de l'axe des affinités marines sont absentes (M.o., M.a., M.E.) ou peu représentées (E.m.).

Caractéristiques biologiques générales

Les connaissances relativement développées sur la biologie et l'écologie d'un nombre important d'espèces fréquentant les MEL d'Afrique de l'Ouest permettent de dégager à grands traits les schémas (tendances générales et stratégies) biologiques notamment en ce qui concerne la reproduction et les régimes alimentaires.

La reproduction

Depuis le début des recherches sur les MEL, beaucoup de biologistes ont eu tendance à considérer ces milieux uniquement comme des lieux de transit, des «nourriceries» pour les stades juvéniles d'espèces exogènes, marines principalement; l'accomplissement du cycle biologique complet en eau saumâtre n'étant reconnu que pour quelques espèces dites sédentaires et accessoires, de petite taille, et bien souvent considérées comme de peu d'importance écologique ou économique. La rigueur et la haute variabilité de l'environnement, obstacles physiologiques présumés à la reproduction, sont les arguments le plus souvent avancés pour expliquer l'absence ou la faiblesse de l'activité génésique dans ces milieux. En fait, de récents résultats tendent à montrer que les lagunes et estuaires sont le lieu d'une intense activité de reproduction pour une gamme très large d'espèces. La maturation, ou la maturation puis la ponte, y sont réalisées par une cinquantaine d'espèces (Tab. II) débordant largement la catégorie des espèces estuariennes sédentaires. L'activité reproductrice est très étalée dans le temps et dans l'espace avec, cependant des périodes de moindre activité centrées sur la saison sèche ou la crue suivant l'affinité continentale ou marine des espèces. Schématiquement, les formes E.m. ont leur activité reproductrice maximale centrée sur la saison sèche, les formes E.c. sur la saison des pluies et la crue alors que les espèces du groupe E se reproduisent toute l'année sans période préférentielle clairement identifiée.

Les exigences environnementales, notamment en matière de salinité, sont généralement très faibles. L'eury-

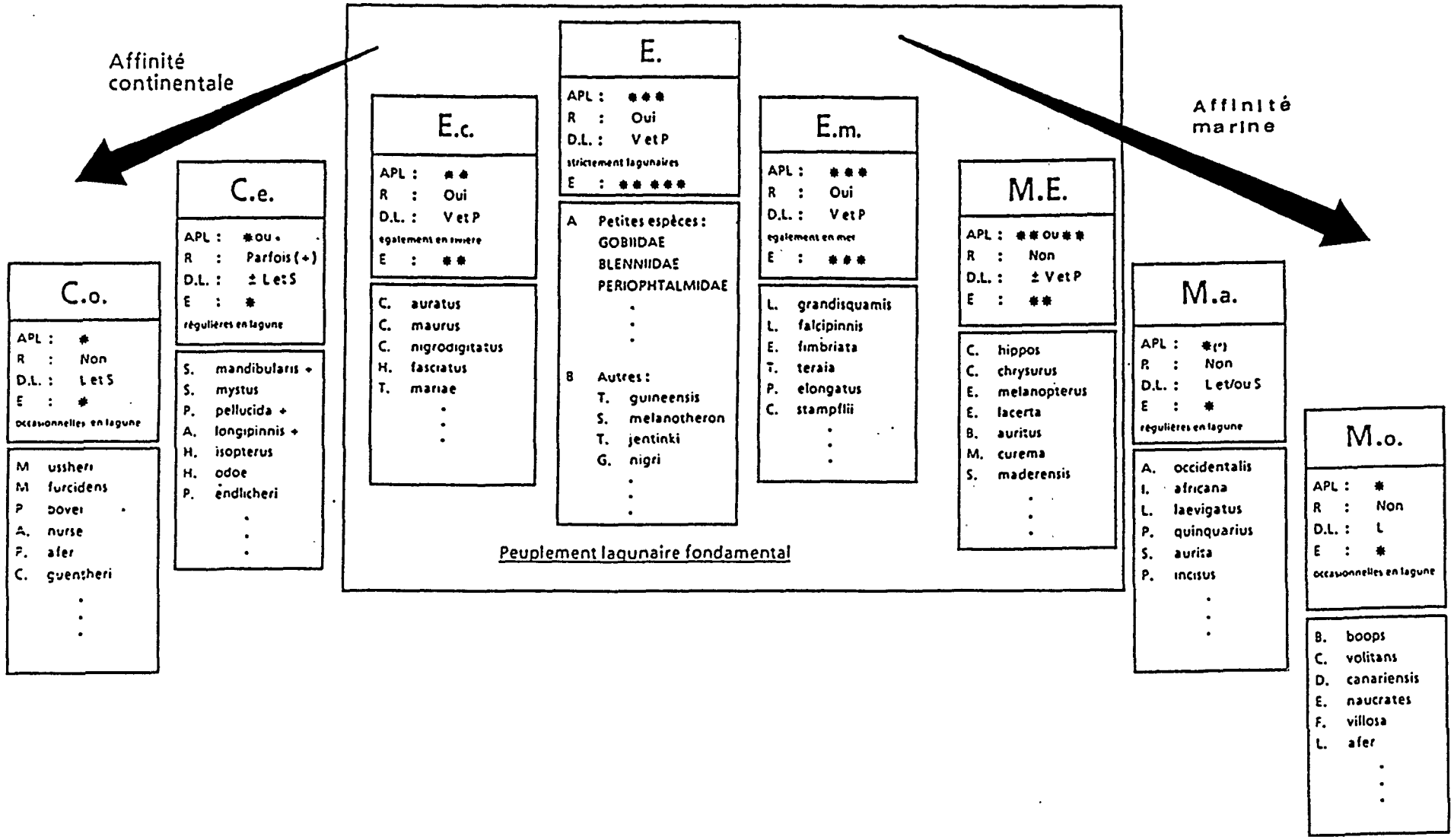


Figure 2. Différents catégories écologiques dans les communautés de poissons des estuaires et lagunes de l'Afrique de l'Ouest. C.o.: formes continentales occasionnelles; C.e.: formes continentales à affinité estuarienne; E.c.: formes estuariennes d'origine continentale; E.: formes estuariennes strictes; E.m.: formes estuariennes d'origine marine; M.E.: formes marines-estuariennes; M.a.: formes marines accessoires; M.o.: formes marines occasionnelles. A.P.L.: abondance des populations lagunaires rares (*), abondantes (**) ou très abondantes (***). R: reproduction lagunaire. D.L.: distribution lagunaire vaste (V), limitée (L), saisonnière (S) ou permanente (P). E: euryhalinité faible (*), forte (**) ou quasi-totale (***). - *Main ecological categories in the fish communities of estuaries and lagoons in West Africa. C.o.: occasional continental forms; C.e.: continental forms with estuarine affinities; E.c.: estuarine forms with continental origin; E.: strictly estuarine forms; E.m.: estuarine forms with marine origin; M.E.: marine-estuarine forms; M.a.: accessory marine forms; M.o.: occasional marine forms. A.P.L.: abundance of lagoon populations: rare (*), abundant (**) or very abundant (***). R: reproduction in lagoons. D.L.: distribution in lagoons: widespread (V), limited (L), seasonal (S) or permanent (P). E: euryhalinity: low (*), strong (**) ou total (***).*

Tableau II. Liste des espèces ayant une activité sexuelle en milieu lagunaire. - *List of species showing reproduction behaviour in lagoons.*

Reproduction lagunaire	Maturation avancée lagunaire	Début de maturation lagunaire
Brycinus longipinnis	*Antennarius occidentalis*	*Brachydeuterus auritus*
Aplocheilichthys spilauchen	*Apogon imberbis*	*Drepane africana*
Chrysichthys auratus	*Chromidotilapia guentheri*	*Eucinostomus melanopterus*
Chrysichthys maurus	*Chrysichthys nigrodigitatus*	*Galeoïdes decadactylus*
Citarichthys stampflii	*Dasyatis margarita*	*Marcusenius bruyerei*
Cynoglossus senegalensis	*Eleotris senegalensis*	*Plectorhynchus macrolepis*
Eleotris daganensis	*Fodiator acutus*	*Pomadasys incisus*
Eleotris vittata	*Hemiramphus balao*	*Sardinella maderensis*
Ethmalosa fimbriata	*Heterobranchus isopterus*	*Scomberomorus tritor*
Gerres nigri	*Hyporamphus picarti*	*Sphyraena afra*
Gobionellus occidentalis	*Liza dumerili*	
Hemichromis fasciatus	*Mugil curema*	
Liza falcipinnis	*Petrocephalus bovei*	
Liza grandisquamis	*Pseudotolithus senegalensis*	
Monodactylus sebae	*Schilbe mystus*	
Parailia pellucida		
Pellonula leonensis		
Pseudotolithus elongatus		
Pomadasys jubelini		
Porogobius schlegelii		
Sarotherodon melanotheron		
Schilbe mandibularis		
Strongylura senegalensis		
Tilapia guineensis		
Tilapia mariae		
Trachinotus teraia		
Trichiurus lepturus		
Tylochromis jentinki		
Yongeichthys occidentalis		

halinité de la plupart des espèces au moment de la reproduction est remarquable.

La diversité des comportements (et des stratégies) de reproduction est élevée, de la dispersion dans le milieu d'œufs très nombreux mais avec peu de réserves vitellines (*Liza* spp., *Ethmalosa fimbriata*) jusqu'à la prise en charge vigilante des œufs (peu nombreux et bourrés de vitellus), des larves et des alevins par les parents qui pratiquent l'incubation buccale chez les *Arius, Sarotherodon et Tylochromis* en passant par toutes sortes de «solutions intermédiaires»: recherche de zones écologiquement favorables au développement des œufs et larves, pontes fixées et cachées dans des anfractuosités de rocher ou des bois creux (*Chrysichthys*), construction de nids dans le substrat et surveillance de la ponte et des jeunes (*Tilapia guineensis*).

Les facteurs abiotiques qui contrôlent la maturation et/ou la ponte sont nombreux et varient suivant les espèces, les principaux étant les pluies, la crue, l'étiage, la température, la salinité...

Les modalités de la reproduction ne sont pas figées et une espèce peut réagir en fonction des modifications profondes que son environnement peut subir. Ainsi, par exemple, Longhurst (1957) distingue chez l'ethmalose deux sortes de populations:

– les populations plus ou moins enclavées vivant dans des milieux ayant une ouverture restreinte sur la mer et caractérisées par une taille de première maturité (TM1) faible de 10 à 14 cm (lagune de Lagos, lagune Ebrié, lac Nokoué...);

– les populations estuariennes pour lesquelles la TM1 est de 16 à 18 cm (Sénégal, Gambie, Sierra Leone, Delta du Niger...). De même en baie de Biétrie, baie fortement polluée de la lagune Ebrié, Albaret et Charles-Dominique (1982) observent une diminution importante de la TM1 de cette espèce (8,1 cm pour les males, 8,4 cm pour les femelles contre 13 et 14 cm ailleurs en lagune Ebrié). Des observations similaires ont été faites *chez Sarotherodon melanotheron* en amont de la Casamance sursalée (Albaret, 1987), ou en élevage à forte densité (Legendre, 1992). De telles capacités de plasticité et d'adaptabilité constituent vraisemblablement un important facteur de résilience pour ces espèces.

L'alimentation et les réseaux trophiques

L'alimentation et les réseaux trophiques ont été particulièrement étudiés (Cadenat, 1954; Longhurst, 1957; Fagade et Olanyian, 1973; Albaret, 1994). L'ichtyofaune des MEL se caractérise par une forte proportion d'espèces prédatrices (voisine de 80% dans certains cas) dont la majorité n'est pas «spécialisée» (prédation mixte sur les mollusques, crustacés, poissons). Lorsqu'elle existe, la spécialisation se fait aux dépens soit des poissons (formes juvéniles, petites espèces, Clupeidae essentiellement) soit des mollusques bivalves. Les gros prédateurs ichtyophages ne sont pas très abondants (*Sphyraena, Polynemus*). Les crustacés, notamment les crevettes Peneidae et les Mysidacae, constituent pour les poissons une source alimentaire capitale par leur abondance et leur régularité dans les contenus stomacaux de la quasi-totalité des prédateurs (surtout aux stades juvéniles). Les espèces microphages ne sont pas les plus nombreuses, 15 à 30% suivant les milieux, mais parmi leurs représentants se trouvent les formes les plus abondantes: les Clupeidae (sardinelles et ethmaloses), les Mugilidae (*Mugil* spp. et *Liza* spp.), les Cichlidae (tilapias). Les nombreuses études du régime alimentaire de l'ethmalose, sans doute l'espèce la plus commune des MEL de la côte ouest-africaine, ont montré l'opportunisme de cette espèce qui adapte son régime à la disponibilité en plancton du milieu en ingérant aussi bien les organismes du phytoplancton (préférentiellement semble-t-il, pour les adultes), que ceux du zooplancton ou même du microbenthos. Les Mugilidae (jusqu'à sept espèces dans certains milieux), formes essentiellement phytophages et détritivores, sont avec l'ethmalose et les tilapias (*Tilapia guineensis, Sarotherodon melanotheron*) les principaux consommateurs primaires de l'ichtyofaune des MEL qui en compte fort peu en nombre d'espèces. Ces dernières représentent néanmoins une part très importante de la biomasse ichtyque (de 40 à 80% dans les estuaires et lagunes étudiés).

Il faut souligner l'importance de la voie détritique (détritus —> bactéries —> détritivores —> carnivores) dans les réseaux trophiques des MEL, voie dont les crevettes sont fréquemment un maillon capital. On retiendra également la rareté des chaînes linéaires et des relations prédateur/proie exclusives ou seulement très déterminées. L'ensemble des espèces montre au contraire une faible spécialisation alimentaire, une forte adaptabilité voire un grand opportunisme trophique.

Structure des populations

On peut, par leurs structures en tailles, distinguer schématiquement trois types d'espèces dans les MEL:
– celles représentées par des populations, parfois très abondantes constituées uniquement, ou essentiellement, de formes juvéniles;
– celles représentées par des populations à structure plurimodale constituées de formes juvéniles, préadultes et de jeunes reproducteurs, les gros adultes étant rares ou absents dans les MEL;
– celles, enfin, dont les populations, également plurimodales, comprennent l'ensemble des phases du cycle biologique de l'espèce.

Organisation des communautés

Le recrutement des populations de poissons dans les MEL se fait à partir de trois origines distinctes: les formes juvéniles d'espèces marines et continentales qui pénètrent en estuaire ou en lagune à un stade plus ou moins avancé de leur développement d'une part et, d'autre part, les formes juvéniles des espèces qui s'y reproduisent obligatoirement, régulièrement ou occasionnellement. A partir de ces différentes sources de peuplement des communautés s'organisent en fonction des cycles bio-écologiques des espèces (en premier lieu de leurs aptitudes éco-physiologiques), de la capacité biotique du milieu (les disponibilités trophiques en particulier) et des relations interspécifiques.

Compte tenu de la grande diversité et de l'extrême variabilité des MEL de la côte ouest-africaine on y observe des degrés d'organisation et de stabilité très inégaux suivant l'écosystème, le secteur à l'intérieur de ce système et la saison considérés. Depuis des «peuplements» qui sont caractérisés par une richesse spécifique souvent élevée, un indice de diversité ou une équitabilité de valeurs très faibles correspondant à des peuplements juvéniles en constant renouvellement et à forte activité biologique (production, cycles vitaux, passage de l'énergie d'un niveau à un autre...). Ces types de peuplement à haut pouvoir de multiplication sont caractérisés par la dominance nette d'une ou d'un très petit nombre d'espèces (*Ethmalosa fimbriata, Sardinella maderensis*). Jusqu'à des peuplements présentant au contraire des valeurs élevées de l'indice diversité et d'équitabilité, une richesse souvent moindre et qui reflètent une plus grande stabilité environnementale et un degré plus élevé de maturité et de structuration des communautés en place.

Les menaces sur la biodiversité

Les milieux estuariens et lagunaires sont des foyers d'occupation humaine depuis des temps très reculés (dès la fin du Pléistocène) comme l'atteste en Afrique de l'Ouest la présence le long de certains estuaires, notamment au Sénégal, d'accumulations anthropiques de coquilles de mollusques (surtout *Anadara* et *Crassostrea*) appelés «kiökkenmöddinger» ou «sambaquis». Les plus anciens de ces amas coquilliers datent de 2.576 B.P. (Descamps *et al.*, 1974). De nos jours avec l'augmentation de la population, ces milieux sont l'objet de multiples sollicitations souvent contradictoires, voire incompatibles: pêche, aquaculture, transport, protection de la faune et de la flore, urbanisation, tourisme, exploitations diverses (bois de mangrove, sable, par exemple), aménagements hydro-agricoles, etc.

Si les activités humaines sont le plus souvent à l'origine de la détérioration des MEL, des évolutions ou des événements naturels peuvent également être la cause d'une érosion plus ou moins importante de la diversité biologique. En fait, bien souvent, les situations les plus délicates résultent de la combinaison des deux types de facteurs et de leur aggravation mutuelle. Ainsi, en Afrique de l'Ouest, le déficit pluviométrique chronique que connaît la zone sahélienne, se conjugue aux multiples interventions humaines pour modifier profondément les biocénoses des systèmes estuariens sans qu'il soit possible, dans l'état actuel de nos connaissances du moins, de préciser la part de «responsabilité» exacte des facteurs incriminés.

Il n'est pas envisageable de recenser et d'analyser ici toutes les situations critiques rencontrées dans la zone étudiée. En prenant pour référence quelques situations parmi les mieux connues (au Sénégal pour la partie sahélienne, la Côte d'Ivoire pour la partie «forestière») seront évoquées quelques exemples des menaces qui pèsent sur les MEL d'Afrique de l'Ouest et particulièrement sur la diversité des peuplements de poissons.

a. Les grands travaux ou grands aménagements

Leurs natures et leurs finalités sont multiples. Ils peuvent être localisés ou implantés directement dans les MEL (aménagements portuaires, digues routières, remblaiements, «polderisation», barrages anti-sel...) ou affecter la qualité, la quantité ou les modalités des apports hydriques provenant de l'océan ou des parties plus amont des fleuves et rivières qui les alimentent (ouvrages hydro-électriques ou hydro-agricoles, percement de canaux de mise en communication permanente avec l'océan, fermeture ou comblement de certaines passes).

– Aménagements hydro-agricoles et hydro-électriques

L'estuaire, et plus généralement ce qu'il est convenu d'appeler la basse vallée du fleuve Sénégal a été particulièrement touché par une série d'ouvrages et de travaux d'aménagement. Pour faire face au grave déséquilibre entre les ressources alimentaires et les besoins de la population du bassin du fleuve Sénégal, déséquilibre aggravé par la sécheresse et le taux de croissance démographique soutenu que connaissent les zones attenantes au fleuve, un programme d'aménagement comportant la construction de deux barrages a été mis en place (Anon., 1991).

Le barrage de Diama construit à une cinquantaine de kilomètres de l'embouchure a pour fonction d'arrêter la remontée de la langue salée, de créer une réserve d'eau qui permettra l'irrigation en double culture et enfin d'améliorer le remplissage des dépressions que constituent les lacs de Guiers, du R'kiz et de l'Aftout-es-Sahel (OMVS, 1979). Il a été mis en service en 1986.

Le barrage de Manantali construit sur un des affluents majeurs du fleuve Sénégal, le Bafing, se situe au Mali. Il est à quelque 1250 km de l'embouchure. Il a pour rôle de stocker les eaux de pluie en amont afin de réguler la crue du fleuve et de lâcher aux moments opportuns les quantités d'eau nécessaires à l'irrigation des périmètres de culture et au turbinage pour la production hydro-électrique. Il est fonctionnel depuis 1988.

Ces barrages ainsi que les nombreuses digues construites le long du lit principal du fleuve ont eu, entre autres, d'importants effets sur l'ichtyofaune. Le barrage de Diama constitue une barrière physique à la migration des poissons. Il a eu pour effet de réduire considérablement la zone estuarienne du fleuve Sénégal. D'environ 200 kilomètres de long avant l'édification de Diama, elle ne s'étend plus que sur 50 kilomètres. Il s'ensuit une importante perte d'habitat pour de nombreuses espèces notamment pour celles appartenant aux catégories estuariennes (E.), estuariennes d'origine marine (E.m.) et marines-estuariennes (M.E.). Ainsi, les principales familles touchées sont les Clupeidae, les Carangidae, les Gerreidae, les Monodactylidae, les Ariidae, les Mugilidae, les Haemulidae, les Dasyatidae, les Sciannidae, les Polynemidae...

Une comparaison de l'inventaire faunistique réalisé dans la zone située en aval de Diama (mais avant sa construction) et celui plus récent de Diouf *et al.* (1991) montre que, dans ses grandes lignes, la composition spécifique est restée relativement similaire dans cette partie du fleuve. Ceci s'explique certainement par le fait qu'en l'absence de perturbations liées à des lâchers d'eau douce de contre saison, les salinités de surface enregistrées restent du même ordre que dans le passé (Cecchi, 1992) contrairement à certaines prévisions (OMVS, 1980 a, b).

En amont par contre, du fait du barrage, les espèces estuariennes et marines ont pratiquement disparu (alors qu'elles remontaient pour certaines jusqu'à Dagana, à plus de 200 kilomètres de l'embouchure), laissant la place à des formes strictement dulçaquicoles.

Lors des ouvertures du barrage de Diama (très fréquentes au cours des années passées de 1986 à 1992 à cause d'exigences de gestion technique des barrages), des poissons d'eau douce passaient dans la partie aval et étaient piégés par la fermeture des vannes. On assistait alors à une intoxication haline de ces espèces provoquant de fortes mortalités de poissons.

Par ailleurs, la principale zone de reproduction des poissons euryhalins se situait avant l'édification des barrages, dans les endroits où la salinité était comprise entre 5 et 15‰, c'est-à-dire le plus souvent entre Debi et Rhonk (Reizer, 1988). Avec le barrage de Diama, cette zone n'est plus accessible pour les poissons euryhalins. D'où un déficit de recrutement pour les stocks de poissons du bas estuaire et de certains stocks marins dont la reproduction est liée à l'estuaire.

La régularisation interannuelle des crues grâce au barrage de Manantali entraînera une diminution des variations interannuelles de la biomasse de poisson, celle-ci dépendant étroitement du type de crue (Reizer, 1974). Du fait de l'évaporation dans la retenue de Manantali, le volume d'eau rendu à l'aval sera inférieur au volume naturel. Ce qui risque de réduire les potentialités halieutiques (Reizer, 1984).

Le barrage de Manantali a pour conséquence, entre autres, d'accélérer la décrue. Ceci n'affecte que très peu la reproduction car elle aura en principe le temps de se réaliser dans de telles conditions. Par contre, la croissance sera fortement réduite. Celle-ci dépendant de la disponibilité en nourriture exogène ou en éléments fertilisants, n'est importante que dans le lit majeur inondé. La situation, grave pour les adultes, l'est plus encore pour les alevins, car la durée de la submersion conditionne la survie de certaines espèces. L'accélération prévisible de la décrue doit dès lors être considérée comme défavorable (Reizer, 1984). Par ailleurs, Manantali empêche les limons charriés par le Bafing (pas moins de 530.000 tonnes) d'atteindre la partie située en aval du barrage. Ce facteur agit négativement sur la productivité des eaux (Engelard *et al.*, 1987).

L'utilisation massive d'engrais et de pesticides liée au rapide développement de l'agriculture dans le bassin du fleuve Sénégal est une source potentielle de pollution des eaux. Les informations relatives à cette pollution sont peu nombreuses. Toutefois, la prolifération de la végétation aquatique flottante à certains endroits, notamment dans la partie sud du lac de Guiers et le parc de Djoudj, pourrait en être un signe révélateur.

– Aménagements des communications avec l'océan

La gestion des passes (fréquence, durée, importance des ouvertures) est un aspect fondamental des lagunes de la Côte ouest-africaine. A partir de quelques exemples (lac Nokoué, lagune de Kéta, estuaire du fleuve Sénégal), Kapetsky (1981) analyse les conséquences halieutiques, souvent contradictoires, des aménagements réalisés dans chacun de ces cas en matière «d'ingénierie» hydraulique. De même, Lae (1992) analyse les effets des ouvertures du cordon lagunaire du lac Togo pratiquées en 1986 et 1989 sur les stocks de poissons et l'activité halieutique. Cependant, c'est en Côte d'Ivoire que les études de ce type ont été le plus développées (Albaret et Ecoutin, 1989; Amon Kothias *et al.*, 1991; Bard *et al.*, 1991; Guiral *et al.*, 1991: Koffi *et al.*, 1991; Sankare et Etien, 1991; etc.). Ainsi, l'histoire des travaux de mise en communication de la lagune Ebrié avec l'océan est un bon exemple des effets, parfois inattendus, des aménagements sur l'écologie et l'exploitation halieutique des MEL.

A l'origine la communication de la lagune avec l'océan se faisait, épisodiquement, sous l'influence de la crue du Comoé, par le grau de Grand Bassam. Le creusement, en 1950-1951, du canal de Vridi, communication permanente large de 300 m, a été à l'origine d'un changement radical des variations spatio-temporelles de l'hydro-climat de la lagune cause d'un bouleversement de la structure des peuplements (Durand et Skubich, 1982). Une grande partie de l'espace lagunaire prit alors un caractère nettement estuarien ouvert à de nombreux organismes marins. Une telle situation a été favorable aux stocks de poissons marins littoraux dont les juvéniles et les subadultes trouvent en lagune un milieu propice pour la croissance (Daget, 1974). Par contre, les espèces lagunaires oligohalines ont été nettement désavantagées et globalement, il semble que les pêcheurs ont considéré l'ouverture du canal de Vridi comme étant la première cause de détérioration de la pêche locale. Bien qu'aucune donnée véritablement fiable ne permette de la chiffrer avec précision, il semble que les zones voisines d'Abidjan, virent les rendements de la pêche subir une forte diminution (Daget, 1974) ainsi qu'en témoigne, par exemple, l'abandon quasi général des pêcheries fixes, nombreuses avant le creusement du canal (les captures étaient alors estimées à plus de 12 tonnes par mois), elles furent abandonnées en 1962 car les rendements étaient devenus trop faibles.

A la suite du percement du canal de Vridi, le grau de Grand Bassam, exutoire naturel de la lagune et du fleuve Comoé s'est progressivement colmaté (Varlet, 1978). En septembre 1987, le cordon dunaire séparant la lagune Ebrié de l'océan atlantique a été percé au niveau approximatif de l'emplacement de l'ancien Grau afin de tenter de limiter, voire d'éradiquer, la prolifération incontrôlée de la végétation aquatique à très fort potentiel de croissance, introduite accidentellement dans le milieu (*Salvinia molesta, Eichornia crassipes*).

Outre le double effet escompté sur la végétation flottante (évacuation directe des plantes d'une part et destruction par la remontée haline de celle demeurant en lagune d'autre part) la mise en communication directe avec l'océan d'une région qui, jusque-là, n'en subissait que les effets atténués a eu des conséquences sur l'écologie et l'exploitation halieutique de la zone concernée. En ce qui concerne les peuplements de poissons et l'exploitation halieutique Albaret et Ecoutin (1989) analysent les modifications survenues dans plusieurs régions lagunaires plus ou moins éloignées de l'ouverture artificielle. Ils montrent que de véritables bouleversements sont survenus dans la nature et la structure des peuplements dans la région située à proximité immédiate de la communication. La richesse spécifique a augmenté et, surtout, la proportion entre espèces estuariennes et espèces marines s'est inversée avec, après l'ouverture, 65% d'espèces marines. Par l'importance de la composante thalassique dans sa composition spécifique, ce peuplement paraît très proche de celui, échantillonné de la même manière dans la région du canal de Vridi. En outre, la zone de Grand Bassam est devenue un lieu de reproduction pour de nombreuses espèces appartenant à la catégorie des formes estuariennes d'origine marine (E.m.) telles que *Liza grandisquamis, Cynoglossus senegalensis, Gerres nigri, Citharichthys stampflii*...

Dans certains secteurs plus éloignés, des modifications sensibles sont également survenues avec, en particulier, une augmentation de l'importance de la composante marine au sein du peuplement alors que les espèces d'affinité continentale ont notablement régressé. C'est ainsi que l'ethmalose (*Ethmalosa fimbriata*, forme E.m.), fort rare auparavant dans ces secteurs oligohalins ou même totalement doux, devient très abondante après la réouverture du grau (jusque dans certains secteurs où elle n'avait jamais été capturée). De même des espèces telles *Liza falcipinnis* (forme E.m., jamais observée dans ces régions lagunaires), le capitaine *Polynemus quadrifilis* (forme Marine Estuarienne, M.E.), *Caranx hippos* (forme M.E.) sont devenues très abondantes. Inversement, les «mâchoirons» (*Chrysichthys maurus, C. nigrodigitatus, C. auratus*), autrefois espèces dominantes dans ce secteur lagunaire, sont devenus beaucoup plus rares. De la même façon, certaines espèces typiquement continentales autrefois très abondantes même en saison sèche (*Parailia pellucida, Schilbe mandibularis, S. mystus*) ne figurent plus dans les relevés; c'est également le cas de formes moins communes en milieu lagunaire comme *Brycinus longipinnis, B. macrolepidotus*, certains Mormyridae, etc...

Il n'est pas aisé, en l'état actuel des connaissances de préciser l'impact sur les activités halieutiques de cette évolution vers une «marinisation» des peuplements. Certaines observations ont semblé indiquer un regain d'intérêt pour la pêche dans les secteurs touchés par la réouverture du grau de Grand-Bassam. Regain d'intérêt que l'on peut lier au développement d'espèces comme l'ethmalose, mais aussi à celui d'espèces «nobles» à affinité marine comme les trachinotes (*Trachinotus teraia*), les capitaines (*Polynemus quadrifilis*), les pomadasys (*Pomadasys jubelini*), les mulets (*Liza* et *Mugil* spp.) etc.. Ce développement correspond à une extension de la zone écologiquement «favorable» à ces espèces (conditions halines notamment), mais on peut également souligner que la mise en communication avec l'océan a favorisé dans une large mesure la reproduction de ces espèces en élargissant notablement la zone propice à la maturation des gonades et à la ponte.

Le développement de ces espèces à affinité marine semble avoir compensé (en termes économiques du moins) la régression des formes continentales dont l'intérêt commercial était limité dans cette partie de la lagune par la petite taille des individus.

b. L'évolution du climat: les effets de la sécheresse

L'évolution climatique des trois dernières décennies a fortement perturbé les écosystèmes estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest. Les cas les plus marquants sont sans doute ceux des estuaires hyperhalins de la Casamance et du Sine-Saloum au Sénégal.

Le bassin du Sine-Saloum depuis 1950 (Pages et Citeau, 1990) et celui de la Casamance depuis 1968 (Diouf *et al.*, 1986) connaissent un déficit pluviométrique persistant. A cela s'ajoutent une intense évaporation et une pente des fleuves qui est très faible. La conjonction de ces trois phénomènes a provoqué une augmentation considérable de la salinité. C'est ainsi que des salinités d'environ 170 et 120 ont été respectivement enregistrées en amont de la Casamance et du Sine Saloum en juillet 1986.

– Principales caractéristiques des peuplements

Les peuplements de poissons des estuaires hyperhalins de la Casamance et du Sine-Saloum sont dominés par les espèces marines et estuariennes à affinité marine (Seret, 1983; Albaret, 1987; Diouf, 1992). C'est ainsi que dans le Sine-Saloum, ces espèces contribuent pour 75% à la richesse spécifique globale et constituent 79% de la biomasse (Diouf, 1992).

Parallèlement, on assiste à une forte réduction des espèces continentales (Albaret, 1987; Pandaré et Capdeville, 1986). Les seules espèces continentales que l'on rencontre encore dans ces deux estuaires sont *Clarias anguillaris* et *Hemichromis fasciatus* pour la Casamance et *H. fasciatus* pour le Sine-Saloum.

Les espèces continentales étaient jadis abondantes dans ces estuaires, notamment en Casamance où Pellegrin (1904) notait la présence de Characinidae (famille aujourd'hui éclatée) appartenant aux genres *Sarcodaces* (= *Hepsetus*), *Alestes* (= *Alestes* + *Brycinus*), *Neoborus* (= *Ichtyborus*), *Nannocharax* et de Cyprinidae (*Barbus* et *Labeo*). De même les pêcheurs affirment qu'en amont de la Casamance, des Mormyridae, des Claroteidae + Bagridae, des Citharinidae, des Malapteruridae, des Polypteridae étaient récemment (3 à 4 décennies) présents.

Certaines espèces marines ont également disparu des estuaires de la Casamance et du Sine-Saloum. C'est le cas en particulier du Poisson-scie (*Pristis* spp., Pristidae). Sa disparition est sans doute liée à l'augmentation de la salinité mais surtout à son extrême vulnérabilité aux filets de pêches. C'est d'ailleurs l'explication que donnent les pêcheurs pour justifier sa disparition.

L'abandon de toute la partie moyenne et supérieure de la Casamance par un grand nombre d'espèces peut être lié à l'action directe de l'augmentation de salinités et aux problèmes d'osmorégulation qui en résultent pour certaines d'entre elles. Lorsque l'émigration est impossible à cause de la progression du bouchon sursalé par exemple, des mortalités massives de poissons ont lieu (Albaret, 1987). On peut également incriminer pour certaines espèces plus euryhalines, la régression ou la disparition de milieux favorables à leur développement (reproduction, alimentation...). C'est le cas, en particulier, de nombreuses zones de mangroves et d'herbiers de bordures. Ainsi, par exemple, la présence de nombreux filets à trachinotes à l'abandon témoignent de l'abondance passée de *Trachinotus teraia* dans plusieurs sites

de pêche situés en amont de la Casamance. Or cette espèce est devenue fort rare (ou a même disparu) dans la plupart de ces localités. La raréfaction de cette espèce, très euryhaline, n'est pas due à l'action directe de l'augmentation de la salinité. Elle est plutôt due à la forte diminution de la malacofaune benthique dont elle se nourrit, malacofaune qui est très sensible à l'hyperhalinité (Albaret, 1987).

– Stratégies d'adaptation à la salinité

Les espèces (*S. melanotheron*, *L. falcipinnis*, *Tilapia guineensis*, *Elops lacerta* et *Ethmalosa fimbriata*) qui se maintiennent aux salinités très élevées des parties amont de la Casamance et du Saloum sont toutes à l'exception d'*Elops lacerta* des utilisatrices directes de la production primaires. Les tilapias, l'ethmalose, les mulets sont phytophages essentiellement et souvent également détritivores. Ils se caractérisent par leur opportunisme alimentaire qui se traduit par un spectre trophique large (Fagade, 1971; Albaret et Legendre, 1985). *Elops lacerta* qui se nourrit des juvéniles des espèces précédentes est pratiquement l'unique prédateur des zones amont de la Casamance et du Saloum où le réseau trophique se simplifie à l'extrême.

Les zones amont de la Casamance et du Saloum sont caractérisées par un environnement instable et rigoureux, des ressources trophiques fort abondantes pour certaines espèces, une prédation réduite et une compétition interspécifique faible (tilapias démersaux et territoriaux, ethmaloses pélagiques, les mulets semi-démersaux).

Ces caractéristiques du milieu favorisent la réalisation de stratégies apparentées au type *-r* (Barbault, 1976) qui interviennent en tant que facteurs essentiels de survie des populations et de structuration des peuplements. La sélection *-r* favoriserait l'optimisation de la vitesse de production... le problème étant d'exploiter aussi vite que possible des ressources aux fluctuations imprévisibles (Calow, 1977 cité par Barbault *et al.*, 1980).

Ces stratégies se traduisent dans la Casamance et le Saloum par une prolifération de certaines espèces, liée à un intense effort de reproduction dont quelques indicateurs sont un taux d'activité sexuel très élevé, une pullulation d'alevins et une baisse de la taille moyenne de première maturité.

Références bibliographiques

Albaret, J.J., 1987. Les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 20 (3-4): 291-310.

Albaret, J.J., 1994. Les poissons: biologie et peuplements. pp. 239-279. *In*: Durand, J.R., P. Dufour, D. Guiral & S.G. Zabi (eds.) *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. 2. Les milieux saumâtres.*

Albaret, J.J. & E. Charles-Dominique, 1982. Observation d'une maturation sexuelle exceptionnellement faible chez *Ethmalosa fimbriata* (S. Bowdich) dans une baie polluée de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Doc. Sci.C.R.O. Abidjan*, 13 (2): 23-31.

Albaret, J.J. & J.M. Ecoutin, 1989. Communication mer-lagune: impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 22 (1): 71-81.

Albaret, J.J. & M. Legendre, 1985. Biologie et écologie des Mugilidae en Lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Intérêt potentiel pour l'aquaculture. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 18 (4): 281-303.

Amon Kothias, J.B., D. Guiral, Y. Sankaré, N. Kaba & N. Etien. 1991. Suivi cartographique de l'expension des macrophytes envahissant le système lagunaire Ebrié (Côte d'Ivoire). *J. Ivoir. Océanol.*, 1 (2): 11-24.

Anon., 1991. *Plan Directeur de Développement intégré pour la rive gauche de la vallée du fleuve Sénégal. Synthèse du rapport final.* GERSAR/CACG, Tarbes, Euro Consult, Arnhem, Sir Alexander GIBB & Partners, Reading & SONED Afrique, Dakar, 32 p.

Barbault, R., 1976. La notion de stratégie démographique en écologie. *Bull. Ecol.*, 7: 373-390

Barbault, R., P. Blandin & J.A. Meyer, 1980. *Recherches d'écologie théorique. Les stratégies adaptatives.* Maloine, Paris, 298 p.

Bard, F.X., D. Guiral, J.B. Amon Kothias & P.K. Koffi. 1991. Synthèse des travaux effectuées au CRO sur les végétations envahissantes flottantes (1985-1990). Propositions et recommandations. *J. Ivoir. Océanol.*, 1 (2): 1-8.

Boulenger, G.A., 1909.Catalogue of the fresh-water fishes of Africa in the British Museum (Natural History) printed by the order of the Trustees. London, 1, 373 p.

Boulenger, G.A., 1911.Catalogue of the fresh-water fishes of Africa in the British Museum (Natural History) printed by the order of the Trustees. London, 2, 529 p.

Boulenger, G.A., 1915.Catalogue of the fresh-water fishes of Africa in the British Museum (Natural History) printed by the order of the Trustees. London, 3, 526 p.

Boulenger, G.A., 1916.Catalogue of the fresh-water fishes of Africa in the British Museum (Natural History) printed by the order of the Trustees. London, 4, 392 p.

Cadenat, J., 1954. Notes d'ichtyologie ouest-africaine. VII. Biologie. Régime alimentaire. *Bull. I.F.A.N.*, 16 (2): 564-583.

Cecchi, P., 1992. Phytoplancton et conditions de milieu dans l'estuaire du fleuve Sénégal. Thèse de l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier: 497 p. + annexes.

Daget, J., 1960. Le faune ichtyologique du bassin de la Gambie. *Bull I.F.A.N.*, XXII, A (2): 610-619.

Daget, J., 1974. L'avenir incertain des grandes lagunes ouest-africaines. *Rev. Palais de la Découverte*, 3 (23): 16-34.

Daget, J. & J.R. Durand, 1968. Etude du peuplement de poissons d'un milieu saumâtre poïkilohalin: la baie de Cocody en Côte d'Ivoire. *Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol.*, II (2): 91-111.

Daget, J. & A. Iltis, 1965. Poissons de Côte d'Ivoire. *Mém. I.F.A.N.*, 74: 1-385.

Day, J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp & A. Yanez-Arañcibia, 1989. *Estuarine Ecology.* Wiley & sons, 558 p.

Day, Jr. J.W. & A. Yanez-Arañcibia, 1985. Coastal lagoons and estuaries as an environment for nekton. pp. 17-34. *In*: Yanez-Arañcibia, A. (ed.) *Fish Community ecology in estuaries and coastal lagoons.* Editorial Universitaria, Mexico.

Descamps, C., G. Thilmans & Y. Thommeret, 1974. Données sur l'édification de l'amas coquiller de Dioroum Bou Mak, région du Saloum (Sénégal). *Bull. ASEQUA*, 41: 67-84.

Diouf, P.S., 1987. Le zooplancton de l'estuaire de la Casamance en période de déficit pluviométrique. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Université de Dakar: 142 p.

Diouf, P.S., 1992. Biologie et structure des peuplements de poisson de l'estuaire du Sine Saloum. Rapport scientifique ORSTOM, Dakar, 24 p + annexes.

Diouf, P.S., J. Pages & J.L. Saos, 1986. Géographie de l'estuaire de la Casamance. pp. 13-21. *In*: Le Reste, L., A. Fontana & A. Samba (eds.) *L'estuaire de la Casamance. Environnement, Pêche, socio-économie.* Actes du séminaire tenu à Ziguinchor du 19 au 24 juin 1986, Dakar.

Diouf, P.S., M. Kebe, L. Le Reste, T. Bousso, H.D. Diadhiou & A.B. Gaye, 1991. *Plan d'action forestier - Pêche et aquaculture continentales.* CRODT, FAO, Ministère du Développement et de l'hydraulique, vol. 1, 268 p.

Dorr, J.A., P.J. Scheeberger, H.T. Tin & L.E. Flath, 1985. Studies on adult, juvenile and larval fishes of the Gambia river, West Africa, 1983-1984. GLMWC, University of Michigan, International Programs Report n° 11, 292 p.

Durand, J.R. & M. Skubich, 1982. Les lagunes ivoiriennes. *Aquaculture*, 27: 211-250.

Engelard, P., T. Ben Abdallah & collaborateurs, 1987. Enjeux de l'après barrage. ENDA / Ministère de la Coopération française, 632 p.

Fagade, S.E., 1971. The food and feeding habits of *Tilapia* species in Lagos lagoon. *J. Fish Biol.*, 3: 151-156.

Fagade, S.O. & C.I.O. Olaniyan, 1973. The food and feeding interrelationship of the fishes of Lagos Lagoon. *J. Fish Biol.*, 5: 205-227.

Fagade, S.O., & C.O. Olaniyan, 1974. Seasonal distribution of the fish fauna of the Lagos Lagoon. *Bull. I.F.A.N.*, 36, A (1): 244-252.

Gras, R., 1961. Liste des espèces du bas Dahomey faisant partie de la collection du laboratoire d' hydrobiologie du service des eaux Forêts et Chasses du Dahomey. *Bull. I.F.A.N.*, 23, A (2): 572-586.

Guiral, D., A.M. Kouassi & R. Arfi, 1991. Incidences de la modification de la circulation des eaux sur l'hydrochimie et le degré de contamination bactérienne d'un estuaire eutrophe tropical. *J. Ivoir. Océanol., 1 (2): 61-70.*

Johnels, A.G., 1954. Notes on fishes from the Gambia River. *Ark. f. Zool.*, 2, 6 (17): 327-411.

Kapetsky, J.M., 1981. Pêche artisanale en lagunes côtières et estuaires: sa place dans le secteur des pêches; quelques réflexions sur son aménagement et son développement. COPACE/ TECH/81/36, 32 p.

Kiener, A., 1978. *Ecologie, physiologie et économie des eaux saumâtres*. Coll. Biologie des Milieux Marins. Masson, Paris, 220 p.

Koffi, K.P., J. Abé & J.B. Amon Kothias, 1991. Contribution à l'étude des hydro-sédimentaires consécutives à la réouverture artificielle de l'embouchure du Comoé à Grand-Bassam. *J. Ivoir. Océanol., 1 (2)*: 47-60.

Lae, R., 1992. Les pêcheries artisanales ouest-africaines: échantillonnage et dynamique de la ressource et de l'exploitation. *Coll. Etudes et Thèses, ORSTOM*: 1-200.

Legendre, M., 1992. Potentialités aquacoles des Cichlidae (*Sarotherodon melanotheron, Tilapia guineensis*) et Clariidae (*Heterobranchus longifilis*) authochtones des lagunes ivoiriennes. *Coll. T.D.M., ORSTOM*, 89, 83 p. + annexes.

Lévêque, C., D. Paugy & G.G. Teugels (eds.), 1990. *Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest*. Vol.1. MRAC, Tervuren & ORSTOM, Paris, Collection Faune Tropicale, 28: 1-384.

Lévêque, C., D. Paugy & G.G. Teugels (eds.), 1992. *Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest*. Vol.2. MRAC, Tervuren & ORSTOM, Paris, Collection Faune Tropicale, 28: 385-902.

Longhurst, A., 1957. The food of demersal fish of a west african estuary. *J. Anim. Ecol.*, 26: 369-387.

OMVS, 1979. Fleuve Sénégal. OMVS, Dakar, 34 p.

OMVS, 1980a. Evaluation des effets sur l'environnement d'aménagement prévus dans le bassin du fleuve Sénégal. Synthèse. Rapport final. Gannet Fleming, Corddry and Carpenter, Inc., Harrisburg Orgatec, Dakar, 227 p.

OMVS, 1980b. Evaluation des effets sur l'environnement d'aménagement prévus dans le bassin du fleuve Sénégal. Plan d'action. Gannet Fleming, Corddry and Carpenter, Inc., Orgatec, 169 p.

Pages, J. & J. Citeau, 1990. Rainfall and salinity of a sahelian estuary between 1927 and 1987. *J. Hydrol.*, 113: 325 - 341.

Pandaré, D. & B. Capdeville, 1986. Faune ichtyologique de la Casamance. Rapport Fin EPEEC: 59-88.

Pauly, D., 1975. On the ecology of a small West African lagoon. *Ber. Dt. Wiss. Kommn. Meeresforsch.*, 24: 46-62.Pellegrin, J., 1904. Characinidés nouveaux de la Casamance. *Bull. Mus. Nat. Hist. Nat., Paris*, 10: 218 - 221.

Pellegrin, J., 1911. Poissons de l'Afrique occidentale française. Mission Gruvel. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 36: 182-186.

Pellegrin, J., 1920. Poissons des lagunes de la Côte d'Ivoire, description de deux espèces nouvelles. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 45: 115-121.

Pellegrin, J., 1923. Les poissons des eaux douces de l'Afrique Occidentale (du Sénégal au Niger). Publs. Com. Etudes hist. Afr. occid. fr., Ed. Larose, Paris, 373 p.

Petit, G., 1954. Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. *Vie et Milieu*, 4 (4): 569-604.

Reizer, C., 1974. Définition d'une politique d'aménagement des ressources halieutiques d'un écosystème aquatique complexe par l'étude de son environnement abiotique, biotique et anthropique. Thèse doctorale, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon, 6 vol., 525 p.

Reizer, C., 1984. Les pêches continentales du fleuve Sénégal. CISE-FUL, 25 p.

Reizer, C., 1988. Les pêches continentales du fleuve Sénégal-Environnement et impact des aménagements. *Ann. Mus. r. Afr. Centr.*, 254: 1-380.

Sankaré, Y. & N. Etien, 1991. Analyse des effets de l'ouverture du chenal de Grand - Bassam (estuaire du fleuve Comoé, lagune Ebrié) sur la macrofaune benthique lagunaire. *J. Ivoir. Océanol.*, 1 (2): 81-90.

Sauvage, H.E., 1882. Notice sur les poissons du territoire d'Assinie (Côte d'Or). *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 7: 315-325.

Seret, B., 1983. Faune ichtyologique du Bandiala et du Diomboss. pp 125-146. *In*: Atelier d'étude des mangroves au sud de l'estuaire du Saloum: Diomboss-Bandiala (Sénégal). Rapport Final.

Svensson, G.S.O., 1933. Freshwater fishes from the Gambia. *Kungl. Sv. Vet. Akad. Handl.*, 12 (3): 1-102.

Varlet, F., 1978. Le régime de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire). Traits physiques essentiels. *Travaux et Documents de l'ORSTOM*, 83: 1-164.

Williams, N.V., 1962. The seasonal distribution of the teleost fish fauna in Lagos harbour, creek and lagoon in relation to salt tolerance. M.Sc. Thesis, University College, North Wales, Bangor.

Wright, J.M., 1986. The ecology of fish occuring in shallow water creeks of Nigerian mangrove swamp. *J. Fish Biol.*, 29: 431-441.

Thèses et documents microfichés

Mots-clés
Peuplements de poissons, Estuaire, Hyperhalinité, Afrique de l'Ouest, Variabilité temporelle, Hétérogénéité spatiale, Facteurs de l'environnement.

ORSTOM éditions

209-213, rue La Fayette
75480 Paris cedex 10

ISSN : 0767-922X
ISBN : 2-7099-1340-2

Diffusion :
32, avenue Henri Varagnat
93143 Bondy cedex