



# THÈSE

présentée en vue de l'obtention du

*Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*

Formation doctorale : **Sciences Agronomiques**

Discipline scientifique : Écologie/Environnement Aquatique

PAR

**Maria Concepcion S. VILLANUEVA**

BIODIVERSITÉ ET RELATIONS TROPHIQUES  
DANS QUELQUES MILIEUX ESTUARIENS ET LAGUNAIRES  
DE L'AFRIQUE DE L'OUEST :  
ADAPTATIONS AUX PRESSIONS ENVIRONNEMENTALES

Thèse soutenue le **29 Octobre 2004** devant le jury composé de :

M. Steve BLABER, Directeur de Recherches CSIRO à Queensland, Australie	Rapporteur
M. Philippe CURY, Directeur du Centre IFREMER/IRD de Sète, France	Invité
M. Raymond LAË, Directeur de Recherches au Centre IFREMER/IRD de Brest, France	Invité
M. Puy LIM, Professeur à l'INP Toulouse, France	Membre
M. Jean Claude MICHA, Professeur aux FUNDP de Namur, Belgique	Rapporteur
M. Jacques MOREAU, Professeur à l'INP Toulouse, France	Directeur
M. Daniel PAULY, Professeur à l'Université de Colombie Britannique et Directeur du « Fisheries Centre » à Vancouver, Canada	Rapporteur
M. Luis TITO DE MORAIS, Chargé de Recherches au Centre IFREMER/IRD de Sète	Directeur

Laboratoire d'Agronomie, Environnement et Écotoxicologie  
INP/ENSAT - Avenue de l'Agrobiopole Auzeville Tolosane B. P. 107 F 32607 Castanet Tolosan, Cedex



## *Avant-propos*

---

Cette contribution est le résultat de trois années de travail dans le cadre d'un programme de recherche mis en place par l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et intitulé, « Réponses Adaptatives des Populations et des peuplements de poissons aux pressions de l'environnement » (RAP) et d'un projet CAMPUS appelé « Étude des relations trophiques dans une lagune Ouest Africaine » conduit par le laboratoire d'hydrobiologie de l'Université d'Abomey-Calavi (UAC, Cotonou, Bénin), respectivement. Tout ceci a eu lieu en partenariat avec l'Institut National Polytechnique/École Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (INP/ENSAT, France).

Les projets RAP et CAMPUS sont conçus pour la compréhension et la comparaison des milieux estuariens et lagunaires en Afrique Occidentale. Dans cette étude, quatre milieux estuariens et lagunaires (MEL) sont présentés dans une synthèse écologique. Elle a bénéficié des acquis sur l'étude hydro-écologique de ces milieux et de l'étude de la dynamique des populations et peuplements de poissons. L'approche pluri- et interdisciplinaire a nécessité de construire plusieurs équipes de recherche interactives et ceci a permis la validation des études de terrain menées quelques années auparavant, notamment par comparaison avec les opérations de terrain effectuées de 2001 à 2003.

L'objectif a été de comprendre la dynamique des populations et des peuplements biologiques, notamment, des poissons en MEL tropicaux où les poissons subissent les effets de diverses dégradations environnementales et de mettre en évidence des mécanismes d'adaptation à ces perturbations écologiques naturelles ou non.

Ces recherches sont destinées à une compréhension écologique aussi complète que possible des ressources vivantes aquatiques dans ces types d'écosystèmes subissant des variations de milieux fréquentes, et parfois, sévères. Pour cela nous avons comparé quatre écosystèmes côtiers Ouest Africains et esquissé des généralisations concernant leur état et leur fonctionnement écologique. La mise en évidence détaillée des influences directes ou indirectes combinées des perturbations du milieu sur les ressources aquatiques d'un écosystème peut être employée pour évaluer la santé de l'écosystème et pour donner des indications utiles pour sa gestion.





## Remerciements

---

Tout d'abord je tiens à remercier Monsieur le Professeur Jacques MOREAU pour m'avoir acceptée et accueillie dans son laboratoire. Pour son encadrement de grande qualité, tous les conseils scientifiques, ses compétences en écologie aquatique et surtout pour son soutien et sa confiance de tous les jours. Je lui suis redevable de tout ce qu'il m'a appris pendant mes années de thèse. À travers lui, je souhaite remercier sa femme, Isabelle, qui m'a accueillie chaleureusement dès le début de mon séjour en France.

Je suis également reconnaissant à Monsieur Luis TITO DE MORAIS, qui m'a encadrée et a suivi tout les étapes de mon travail. Merci pour l'intérêt, les éclaircissements apportés et les encouragements qu'il m'a accordés durant ces trois années surtout pendant le début de mon apprentissage de la langue française.

Je remercie Messieurs les Professeurs Stephen BLABER, Jean-Claude MICHA et Daniel PAULY qui m'ont fait l'honneur d'être rapporteurs de ma thèse malgré leurs très nombreuses occupations. La pertinence de leurs critiques et commentaires m'a aidée dans mes réflexions scientifiques et dans l'amélioration de mon travail. Un remerciement particulier à Messieurs Philippe CURY, Raymond LAË et Monsieur le Professeur Puy LIM qui ont bien voulu accepter d'être membres de mon jury et de juger mon travail.

Mes remerciements vont également à trois instituts : l'Institut National Polytechnique/École Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (INP/ENSAT, France), l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD, Sénégal et France) et l'Université d'Abomey-Calavi (UAC, Bénin) qui m'ont donné l'opportunité de travailler et de mieux connaître pendant plusieurs années les milieux aquatiques en Afrique et de réaliser cette thèse.

Je tiens à remercier le reste de l'équipe de RAPSE. À Dakar (Sénégal) je m'adresse à Jean-Jacques ALBARET, Jean RAFFRAY et Guy VIDY pour leur disponibilité, leur gentillesse, leur dynamisme et leur bonne humeur. Ce sont tous des « mines » inépuisables de connaissances diverses en écologie fondamentale surtout concernant les milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest. Leurs conseils ont permis de mener à bien ces travaux. Je suis spécialement reconnaissante envers Jean-Dominique DURAND, Jean-Marc ÉCOUTIN et Jacques PANFILI, les grands « *thiofs* ». Ils m'ont toujours accueillie chaleureusement et ont facilité mon intégration dans l'équipe. Et pourtant, au début de ma thèse j'étais à peine capable de m'exprimer en français. Leur optimisme imperturbable ainsi que leurs encouragements m'ont aidée durant ces trois années. Ils ont largement contribué à me faire oublier le calvaire des heures de transports en commun quotidien à Dakar ! En France, mes remerciements vont aussi Madame Monique SIMIER du Centre IFREMER/IRD à Sète, qui m'a préparé des données et m'a également fourni des commentaires très pertinents.

Je suis extrêmement reconnaissante au Professeur Philippe LALÈYÈ du laboratoire d'Hydrobiologie à l'UAC pour sa confiance, son soutien et son amitié. Il a tout mis en œuvre pour que mon travail se déroule dans les meilleures conditions possibles au Bénin.

Je remercie pour son hospitalité, Monsieur le Professeur Eric PINELLI qui m'a accueillie dans le laboratoire d'Agronomie, Environnement et Écotoxicologie à l'INP/ENSAT. À travers lui, je voudrais également exprimer toute ma reconnaissance à

Monsieur le Professeur Alain BELAUD, son prédécesseur, pour son extrême bienveillance.

Je tiens tout particulièrement à remercier Monsieur Villy CHRISTENSEN du « Fisheries Centre » de l'Université de Colombie Britannique à Vancouver (FS-UBC, Canada) pour son aide, surtout pour ses compétences en modélisation des systèmes dynamiques et aussi Madame Maria Lourdes PALOMARES pour ses conseils et sa gentillesse. Je leur suis reconnaissante de m'avoir fait profiter sans aucune retenue de leur savoir-faire.

Je remercie également l'équipe « Sciences Halieutiques » de l'Université d'Abobo Adjamé à Abidjan (UAA, Côte d'Ivoire), dirigée par Monsieur le Professeur Germain GOURÈNE, pour leurs conseils durant mes travaux scientifiques et pour leur amitié.

Je remercie Monsieur le Professeur Sovan LEK et Monsieur Alain DAUTA du Centre National des Recherches Scientifiques (LADYBIO-CNRS), Université Paul Sabatier de Toulouse (France). Sébastien BROSSE (LADYBIO-CNRS) et Young-Seuk PARK (CEMAGREF) ont aussi toute ma reconnaissance pour l'aide inestimable apportée lors du traitement statistiques des données. Ils reconnaîtront dans ces pages plusieurs de leurs observations.

Je tiens également à remercier plusieurs collègues et personnes qui ont partagé des moments intéressants tout le long de mes aventures à travers le monde : Ulrich ADOUNVO, Cameron AINSWORTH, Arsène d'ALMEIDA, Upali AMARASINGHE, Ali BAHARANYI, Marc BOUVY, Eny BUCHARY, Sonia CARRER, Emmanuel CHARLES-DOMINIQUE, Tanaporn CHITTAPALAPONG, Leonardo CO, Moustapha DÈME, Papa Samba DIOUF, Maman ENTSUA-MENSAH, Jaroslava FROUZOVÁ, Len GARCES, Sylvie GUÉNETTE, Pascal ISUMBISHO, Montharop KAKAKKEO, Canisius KANANGIRE, Mwenyimali KANINGINI, Vasiliki KARPOUZI, Steve LAMBERTH, Gérard LASSERRE, Simone LIBRALATO, Dale MARSDEN, Asberr MENDY, Elisabeth NDIAYE, Charles NIYONKURU, Allassane OUATTARA, Marc PAGANO, Eugen ROTT, Friedrich SCHIEMER, Gonzalo VELASCO CANZIANI, Jacobus VIJVERBERG et Wasantha WELIANGE. Je les remercie toutes et tous pour leur compétence, leur générosité, la bonne humeur qui a régné sur le terrain et leur grande disponibilité au laboratoire. J'espère, par ailleurs, que nous pourrons établir de nouvelles collaborations dans le futur.

Ma sincère reconnaissance et mon admiration vont aux Messieurs Francis DAUBA et Alonso AGUILAR IBARRA.

À Francis DAUBA pour ses relectures de mes travaux scientifiques toujours très constructives et enrichissantes. Je n'oublierai jamais son amitié, sa disponibilité ainsi que ses contributions scientifiques et sa réflexion très intéressante menée sur la problématique de ma thèse. Il m'a permis de plonger dans la richesse de ses collections scientifiques et surtout de mieux faire connaissance avec la machine à café.

À Alonso AGUILAR IBARRA qui m'a toujours soutenue et encouragée. J'ai apprécié sa sincérité et son humilité. Il m'a donné des idées pendant les fructueuses discussions que nous avons eues et il a finalement contribué à mieux valoriser mes travaux. « *Para todas las risas y miedos compartidos. Sé que no habría sobrevivido los desafíos de ser un estudiante de la tesis sin su presencia. Espero que nuestro viaje comparable hubiera sido tanto como memorable a usted como está para mí y que hemos establecido una amistad que aguantaba, superando el espacio y el tiempo. Muchas gracias, amigo* » ! À travers de lui, je remercie également sa femme, Irma, pour sa gentillesse et son courage.

Je n'oublierai jamais Laure GEOFFROY, ma gentille et « parfaite » voisine, Georges MERLINA, qui m'a montré une autre perception de la culture chinoise, mais aussi Alain ALRIC, Catherine ARNAUD, Christian BEAUPUY, Annick CORRÉGE, Corinne PAUTOT Christiane SAINT-LUC et Gérard SURAN qui m'ont apporté leur sourire et l'aide dans la résolution de divers et nombreux problèmes techniques. Qu'ils trouvent ici le témoignage de ma profonde gratitude, tout comme mes camarades de l'ENSAT : Régis ALESINA, Gaël DURBE, Sisira HAPUTHANTRI, Huong NGUON et Gaël ORMIÈRE mes colocataires qui a rendu mes heures de travail gaies et également ceux de passage notamment, Damien DEVAULT, Pierre GNOHOSSOU, Lilian PACAUX et Yorick REYJOL.

J'adresse aussi mes vifs remerciements aux statisticiens, informaticiens, techniciens et personnels de l'INP/ENSAT, des Centres d'IRD à Dakar (Hann-Maristes et Bel-Air), de l'UAC et de FS-UBC qui sont toujours serviables et souriants comme Richard AURIOL, Oumy BA, Alain DAMIANO, Janice DOYLE, Zeynabou LY, Grace ONG, Patrick PROSDOCIMI, Martine RUBBO et Arlette VILLAFRUELA.

À Monsieur le Professeur David SIMON de l'Université « Royal Holloway » (RHUL) à Londres (Angleterre). Sa confiance, sa générosité et surtout ses sages conseils m'ont soutenue dans tous les moments difficiles dans mon travail et même à travers de monde. « Thank you for lifting up my spirits, for believing in me and my capabilities and for being there when no one else is. »

Je suis infiniment reconnaissant à plusieurs familles qui m'ont tant apporté par leurs qualités humaines.

- Un grand « *Djeridjeff* » à la famille GUIGUEN, notamment Noël et Anastasie, pour leur aide très précieuse et le fait de m'avoir considéré comme leur fille adoptive au Sénégal ;
- « *Asante* » ! à la famille religieuse des pères blancs de la fraternité Lavigerie, qui m'a appris une autre vie quotidienne à Toulouse en me révélant tout ce que je peux donner à ceux qu'ils cherchent eux-mêmes à aider ;
- À mes camarades de Toulouse ;
- Une grande reconnaissance à la famille BRETIN, papa Noël, maman Francette, Franck, Sandrine, Lucile, Fabrice, Anne-Claire, Stéphanie, Xavier, Gwenaëlle, Chloé, Tonton Joseph, Tata André, Maman Lou, Papy et Mamie qui m'a accueillie et reçue comme sa propre fille, sœur, tante ou petite fille. Je tiens énormément à remercier Luc-Patrick de m'avoir faire connaissance à cette famille merveilleuse. Merci de m'avoir sauvé la vie (à plusieurs reprises), de m'avoir accompagnée dans la traversée de mes moments les plus difficiles en France et de m'avoir soutenue jusqu'à bout.

À mes amis des Philippines m'ont soutenus de loin notamment, Annette HERNANDEZ, Ardee LAMAR, Clint LARRAGA, Elaine LIM, Shane LLEVARES, Michelle RECINTO, Ruth ROMERO, Jenie SIMBULAN, Baimelda SINSUAT, Melba YADAO, Charmaine et Chris YUSON surtout à Arlene et Toy ESGUERRA.

À ma famille surtout à mes parents qui m'ont donné la force de surmonter tous et tout mes parcours pendant ces années d'études. « *Maraming salamat sa inspirasyon at sa inyong patuloy na pagtitiwala.* »

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

To my parents  
for teaching me to accept my limitations in order to go beyond them.

## *Table des matières*

---

	Page
<b>Introduction générale:</b> La problématique et l'objectif général de la thèse	1
<b>Chapitre 1. Les stress sur les milieux estuariens et lagunaires (MEL) et leurs peuplements biologiques</b>	<b>5</b>
1.1. Introduction	5
1.2. Les milieux estuariens et lagunaires (MEL)	5
1.3. Les évolution climatiques récentes et leurs influences sur les milieux	6
1.4. Les effets potentiels de la présence de l'homme	9
1.5. Adaptations écologiques des ressources aquatiques aux stress environnementaux	10
<b>Chapitre 2. Les MEL de l'Ouest Africain : Caractéristiques et environnement</b>	<b>15</b>
2.1. Introduction	15
2.2. Topographie	17
2.2.1. L'estuaire de Sine-Saloum (Sénégal)	17
2.2.2. L'estuaire de la Gambie (Gambie)	19
2.2.3. La lagune Ébrié (Côte d'Ivoire)	20
2.2.4. Le lac Nokoué (Bénin)	21
2.3. Particularités hydrologiques et hydrodynamiques	22
2.3.1. Le climat	22
2.3.1.1. Les milieux sous climat soudanien	22
2.3.1.1.a. Sine-Saloum	22
2.3.1.1.b. Gambie	23
2.3.1.2. Les milieux sous climat équatorial	23
2.3.1.2.a. Ébrié	23
2.3.1.2.b. Nokoué	24
2.3.2. La salinité	25
2.3.3. La turbidité	27
2.3.4. L'oxygène dissous	27
2.4. Conclusions	29

	<b>Page</b>
<b>Chapitre 3. Matériel et méthodes: L'acquisition des données sur les poissons</b>	<b>33</b>
3.1. Sources de données	33
3.1.1. Échantillons issus des pêches expérimentales	33
3.1.2. Échantillons issus des pêches artisanales	36
3.2. Étude statistique des données expérimentales concernant les peuplements de poissons	36
3.2.1. Analyses multi variées conventionnelles	37
3.2.1.1. L'analyse factorielle et l'analyse de régression multiple	37
3.2.1.2. La classification hiérarchique	38
3.2.2. Réseaux de neurones artificiels	38
3.2.2.1. La carte auto-organisatrice de Kohonen (SOM)	39
3.2.3. Indices de stress écologique	40
3.3. L'approche des relations trophiques: le modèle et le logiciel Ecopath	42
3.3.1. Concepts de base	42
3.3.2. L'entrée des valeurs des paramètres de base	44
3.3.2.1. La démographie des populations : l'évaluation du rapport P/B	44
3.3.2.2. Le régime alimentaire (DC)	45
3.3.2.3. La consommation relative de nourriture (Q/B)	46
3.3.2.4. La production exploitée (Y)	48
3.3.2.5. Le rendement écotrophique (EE)	48
3.3.2.6. La biomasse (B)	48
3.3.3. Quelques paramètres et indices calculés grâce à l'Ecopath	49
3.3.3.1. Paramètres relatifs au fonctionnement global des écosystèmes	49
3.3.3.1.a. Les niveaux trophiques caractérisés par des nombres entiers	49
3.3.3.1.b. Rendements des transferts	49
3.3.3.1.c. Les impacts trophiques combinés (ITC)	49
3.3.3.2. Maturité de l'écosystème	50
3.3.3.2.a. L'indice d'omnivorie du système (IO)	51
3.3.3.2.b. L'indice de connectance (IC)	51
3.3.3.2.c. La production primaire requise (PPR)	51
3.3.3.2.d. L'indice de recyclage de Finn (IF)	52
3.3.3.2.e. Le rapport « ascendancy »-capacité (A/C)	52
3.3.4. La connaissance des autres communautés vivantes aquatiques	52
3.3.4.1. Les macro crustacés	52
3.3.4.1.a. Crevettes	53
3.3.4.1.b. Crabes	53
3.3.4.2. Les populations benthiques	54
3.3.4.2.a. Macrobenthos	54
3.3.4.2.b. Meiobenthos	55
3.3.4.3. Le zooplancton et microcrustacés	55
3.3.4.4. Le phytoplancton et la production primaire benthique	56
3.3.4.4.a. Le phytoplancton	56
3.3.4.4.b. Le phytobenthos	57
3.3.4.5. Les détritits	57
3.3.3.6. Les poissons	57



	<b>Page</b>
<b>Chapitre 7. Discussion et Conclusion Générale</b>	<b>141</b>
7.1. Les facteurs conditionnant des MEL et leur peuplements	142
7.2. Les adaptations	146
7.2.1. Les traits de vie d'un individu	147
7.2.2. Les populations	150
7.3. Réactions des réseaux trophiques aux pressions environnementales	153
7.4. Un écosystème stable : est-il simple ou complexe ?	156
7.5. La maturité : traduit-elle une stabilité ?	158
7.6. Conclusions et perspectives	161
<b>Bibliographie</b>	<b>167</b>
<b>Annexes</b>	
Annexe 1 Pêches expérimentales	197
Annexe 2 Régimes alimentaires	209
<b>Appendices</b>	<b>219</b>



## Liste des figures

---

<b>Figure 1.1.</b> Évolution de la température globale au cours de XX <sup>e</sup> siècle (source : IPCC 1996).....	6
<b>Figure 1.2.</b> Autocorrélogramme des résidus annuels pour le Sahel (en haut) et le Golfe du Guinée (en bas). Les séries des données temporelles employées ont été standardisées par rapport à la moyenne des précipitations calculée sur les années 1899 à 2000.....	7
<b>Figure 1.3.</b> Indice de précipitations (cm) standardisés pour (a) le Sahel et (b) le Golfe du Guinée (source : <a href="http://www.tao.atmos.washington.edu/">http://www.tao.atmos.washington.edu/</a> ).....	8
<b>Figure 1.4.</b> Distribution de la population humaine dans l’Afrique de l’Ouest (source : <a href="http://www.lib.utexas.edu/">http://www.lib.utexas.edu/</a> ).....	10
<b>Figure 1.5.</b> Réponses aux stress et leurs impacts (adopté et modifié de Smit 1993).....	11
<b>Figure 1.6.</b> Représentation schématique des effets majeurs des stress possibles, naturels ou anthropiques, sur un écosystème (adopté et modifié d’après Stergiou 2002).....	12
<b>Figure 2.1.</b> La zone Ouest africaine.....	16
<b>Figure 2.2.</b> Le complexe du Sine-Saloum au Sénégal avec les trois bras principaux correspondant au Saloum, au Diomboss et au Bandiala.....	18
<b>Figure 2.3.</b> L’estuaire de la Gambie.....	19
<b>Figure 2.4.</b> La lagune Ébrié en Côte d’Ivoire.....	20
<b>Figure 2.5.</b> Carte du Lac Nokoué.....	21
<b>Figure 2.6.</b> Précipitations moyennes mensuelles au Sahel (a), en Côte d’Ivoire et au Bénin (b).....	23
<b>Figure 2.7.</b> Variation saisonnières de la température de l’eau.....	24
<b>Figure 2.8.</b> (a) Variations saisonnières de la salinité (psu) de l’eau dans le bras du Saloum (Ndangane, Foundiougne et Sibassor) et l’estuaire de la Gambie (Albreda et Tendaba) (tiré de Panfili et al. 2004a). (b) Évolution spatiale de la salinité des eaux de surface de la basse vallée de la Gambie tiré de Zabi et Le Lœuff (1993) et de Diouf (1996) par comparaison avec le Saloum.....	25
<b>Figure 2.9.</b> Variations saisonnières et spatiales de la salinité (g.l <sup>-1</sup> ) de l’eau dans la lagune Ébrié (gauche) et le lac Nokoué (droite).....	26
<b>Figure 2.10.</b> Variations saisonnières du pourcentage de saturation en oxygène des eaux des 4 milieux. Établi d’après Berry <i>et al.</i> (1985), Dufour (1994), Lalèye <i>et al.</i> (2003a) et Simier <i>et al.</i> (2003).....	28
<b>Figure 3.1.</b> Localisations des principales stations d’études dans le Sine-Saloum au cours des pêches expérimentales effectuées en 1992-1993.....	34
<b>Figure 3.2.</b> Stations dans la partie estuarienne de la Gambie au cours de campagnes effectuées de 2000 à 2002.....	34
<b>Figure 3.3.</b> Stations d’étude dans la lagune Ébrié au cours des campagnes effectuées en 1980-1981.....	35
<b>Figure 3.4.</b> Stations d’échantillonnages dans le lac Nokoué au cours de campagnes effectuées en 2000 et 2001.....	35
<b>Figure 3.5.</b> Schéma simplifiée de la carte auto-organisatrice (SOM).....	40
<b>Figure 3.6.</b> Courbe schématique de dominance <i>k</i> pour les biomasses et abondances d’espèces. Le niveau de stress est bas si la courbe de biomasse est au-dessus et modéré si les deux courbes sont superposées.....	41

<b>Figure 3.7.</b> Le rythme de la prise de nourriture chez deux Cichlidés, (a) <i>Hemichromis fasciatus</i> et (b) <i>Tilapia guineensis</i> , dans le lac Nokoué (lignes : courbes ajustées ; pointes : valeurs observées).....	47
<b>Figure 4.1.</b> Cycle biologique de <i>Callinectes amnicola</i> en lagune Ébrié (D'après Lhomme 1994).....	68
<b>Figure 4.2.</b> Schéma simplifié de la chronologie du cycle vital des crevettes, <i>Penaeus duorarum</i> et <i>P. notialis</i> , et changement dans l'environnement naturel résultant d'une régulation des cours d'eau qui influence les différents stades du développement. *: longueur céphalothoracique en millimètres. Modifié d'après Garcia (1977), Van Maren (1985) et Dall <i>et al.</i> (1990).....	70
<b>Figure 4.3.</b> Grandes catégories dans les peuplements de poissons dans les MEL. L'abondance des populations dans les MEL est notée : * rares, ** abondantes ou *** très abondantes ; R : reproduction dans les eaux saumâtres ; DM : distributions dans les MEL : V vaste, L limité, S saisonnière ou P permanente et E euryhalinité (Modifié d'après Albaret (1994).....	71
<b>Figure 4.4.</b> Répartition des espèces par catégorie biologique dans les 4 écosystèmes considérés (sources Niyonkuru 2001 ; Lalèyè <i>et al.</i> 2003a ; Simier <i>et al.</i> 2003).....	75
<b>Figure 4.5.</b> Faunes et régimes hydrologiques dans les MEL de l'Afrique de l'Ouest. (A) Succession des espèces marines et continentales due à l'occurrence d'une forte variabilité hydrologique dans les MEL à gradient de salinité normal et (B) dans le cas d'un gradient inverse, comme au Sine-Saloum. Faune d'eau douce réduite mais présence d'un nombre élevé d'espèces d'origine marine (D'après Baran 2000).....	76
<b>Figure 5.1.</b> Le Sine-Saloum : quatre groupes principaux de stations ont été identifiés celles où le peuplement est à affinité: C1 Saloum (amont), C2 les zones sous influence estuarienne, C3 Bandiala et C4 Saloum (aval). Les informations obtenues par la SOM sont indiquées sur la carte géographique et les différentes intensités de gris traduisent les similarités entre les nœuds. Les probabilités de présence ne sont pas indiquées. Erreur d'apprentissage de 2,138 et erreur topographique de 0.....	83
<b>Figure 5.2.</b> Probabilité d'occurrence des 25 espèces dominantes au Sine-Saloum montrant les 4 assemblages classés par la SOM et identifiés lors de l'analyse hiérarchisée.....	84
<b>Figure 5.3.</b> Trois groupes principaux de stations dans l'estuaire de la Gambie ont été identifiés : celles où le peuplement est à affinité continentale (C1, cours supérieure), celles où le peuplement présente une affinité saumâtre (C2, cours intermédiaire) et celles où le peuplement présente une affinité marine (C3, cours inférieure). Erreur d'apprentissage de 2,019 et erreur topographique de 0. Les informations obtenues par la SOM sont indiquées sur la carte géographique et les différentes intensités de gris traduisent les similarités entre les nœuds. Les probabilités de présence ne sont pas indiquées.....	86
<b>Figure 5.4.</b> Probabilité d'occurrence des 25 espèces dominantes en Gambie, montrant les trois assemblages classés par la SOM et identifiés lors de l'analyse hiérarchisée.....	87
<b>Figure 5.5.</b> Quatre groupes principaux de stations en lagune Ébrié ont été identifiés. Deux où le peuplement est à affinité continentale : C1=secteur I et C2=secteurs V et VI. Celles où le peuplement présente une affinité marine (C3, secteur III) et celles où le peuplement présente une affinité saumâtre (C4, secteurs II et IV). Erreur d'apprentissage de 2,104 et erreur topographique de 0. Les informations obtenues par la SOM sont indiquées sur la carte géographique et les différentes intensités de gris	

traduisent les similarités entre les nœuds. Les probabilités de présence ne sont pas indiquées.....	90
<b>Figure 5.6.</b> Probabilité d'occurrence des 25 espèces dominantes en lagune Ébrié montrant les quatre assemblages classés par la SOM et identifiés lors de l'analyse hiérarchisée..	91
<b>Figure 5.7.</b> Étude des 4 MEL. Les groupements des clusters (à gauche) sont obtenus grâce au dendrogramme (à droite) des cellules numérotées de haut en bas puis de gauche à droite. La petite SOM, en bas, est la représentation des quatre grands clusters identifiés grâce au dendrogramme de droite.....	94
<b>Figure 5.8.</b> Étude des 4 MEL. Probabilité de présence de chaque espèce dans chaque cellule obtenue grâce à la SOM. Plus la couleur est foncée, plus la probabilité est forte. La carte à gauche montre l'écosystème correspondant à chaque cellule : S pour Sine-Saloum, G pour Gambie, E pour Ébrié et N pour Nokoué. Chaque espèce est indiquée par son code mnémonique à trois lettres.....	95
<b>Figure 5.9.</b> Tendances des variations du stress dans quelques stations des MEL considérés. Les stations sont rangées par ordre croissant de distance à l'embouchure, sauf dans le cas de la lagune Ébrié où elles sont rangées par secteur. DAP (Proportion de la différence des surfaces), SEP (Shannon-Weiner équitabilité) et ABC (Comparaison d'abondance-biomasse).....	103
<b>Figure 6.1.</b> Représentations schématiques du fonctionnement trophique de quatre MEL Ouest africains (A) Sine-Saloum 1992-1993, (B) Gambie 2001-2002, (C) Ébrié 1980-1981 et (D) Nokoué 2000-2001. (B) est la biomasse, (P) la production, et Q la consommation de nourriture. Tous les flux sont exprimés en $t \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$ .....	120
<b>Figure 6.2.</b> Les structures trophiques détaillées de la biomasse (gauche) et la production écologique (droite) tels que résumés à l'aide d'Ecopath : a Sine-Saloum, b: Gambie, c lagune Ébrié et d: lac Nokoué.....	123
<b>Figure 6.3.</b> Principaux échanges entre les différents niveaux trophiques tels que résumés à l'aide d' Ecopath : (a) Sine-Saloum, (b) Gambie, (c) Ébrié et (d) Nokoué. Tous les flux sont exprimés en $t \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$ . À l'intérieur des boîtes : rendements moyens des transferts au niveau trophique considéré.....	126
<b>Figure 6.4.</b> Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche dans l'estuaire du Sine-Saloum. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution.....	128
<b>Figure 6.5.</b> Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche dans l'estuaire de la Gambie. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution.....	129
<b>Figure 6.6.</b> Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche dans la lagune Ébrié. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution.....	130
<b>Figure 6.7.</b> Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche dans le lac Nokoué. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution.....	131
<b>Figure 6.8.</b> Impacts trophiques combinés et résumés pour tous les groupes dans les 4 MEL considérés ici (a) Sine-Saloum, (b) Gambie, (c) Ébrié (d) Nokoué. En noir : somme des effets des autres groupes sur ce groupe cible de l'étude. En gris : somme des impacts de ce groupe sur les autres groupes.....	133

**Figure 7.1.** Courbes théorétiques pour les systèmes en développement. Les termes en ordonnées sont divers états des désordres,  $H$ .  $H_{max}$  est la variété maximale du comportement d'un système, y compris les états pathologiques et non fonctionnels.  $H_{actuel}$  est la variété caractérisent le comportement d'un système ainsi que la limite imposée sur  $H_{max}$  par son organisation.  $H_{actuel}$  est également la mesure de la complexité d'un système et contribue à l'accumulation de l'ascendance (*sensu* Ulanowicz). La distance entre les courbes est la capacité pour le développement tandis que la résilience exprime les possibilités de « rajeunissement » d'un système perturbé déjà sénescant (Adopté sur Salthe 2003). Les signes suggèrent la position possible des 4 écosystèmes sur ce graphique.....162

## Liste des tableaux

---

<b>Tableau 2.1.</b> Caractéristiques des MEL de l’Ouest Afrique considérés dans cette étude (Selon Ecoutin (1992), Laë (1992), Durand et Guiral (1994), Diouf (1996), Adité et Winemiller (1997), Baran (2000) et Lalèyè <i>et al.</i> (2003a et c).....	17
<b>Tableau 2.2.</b> Caractéristiques climatiques moyennes (d’après Laë 1992 ; Durand <i>et al.</i> 1992 ; Diouf 1996 ; Albaret <i>et al.</i> 2004 ; Lalèyè <i>et al.</i> Sous presse .....	24
<b>Tableau 2.3.</b> Paramètres physico-chimiques moyens avec leur valeur minimale et maximale importantes dans l’étude des quatre milieux considéré (d’après Lalèyè <i>et al.</i> 2003a ; Simier 2003 ; 2004).....	29
<b>Tableau 3.1.</b> Nombres retenus de stations, familles et d’espèces observées, nombres d’individus mesurés et pesés par écosystème (d’après Diouf 1996 ; Niyonkuru 2001 ; Lalèyè <i>et al.</i> 2003a ; Simier <i>et al.</i> 2003).....	37
<b>Tableau 3.2.</b> Les 24 critères du développement d’un écosystème, <i>sensu</i> Odum (1969).....	50
<b>Tableau 3.3.</b> Les groupes considérés pour chaque milieu étudié.....	58
<b>Tableau 4.1.</b> Bionomie benthique dans les écosystèmes margino-littoraux d’Afrique occidentale (d’après Van Maren 1985 ; Zabi et Le Lœuff 1993 ; Guiral <i>et al.</i> 1999). Une seule espèce, <i>Littorina anguilifera</i> (Lamarck 1822), est rapportée de la zone supra littorale.....	64
<b>Tableau 4.2.</b> Espèces de mollusques margino-littoraux identifiées dans les différents milieux étudiés (d’après Guiral <i>et al.</i> 1999).....	65
<b>Tableau 4.3.</b> Répartition géographique des brachyours margino-littoraux des pays concernés dans cette étude (d’après Guiral <i>et al.</i> 1999).....	67
<b>Tableau 4.4.</b> Richesse spécifique de poissons dans les MEL considérés dans cette étude par comparaison avec les milieux marins continentaux adjacents.....	73
<b>Tableau 4.5.</b> Liste des espèces ayant une activité reproductrice dans les MEL : + reproduction dans les MEL ; - maturation dans les MEL mais l’espèce ne se reproduit pas ; A espèce absente ; ND information non disponible (sources : Dorr <i>et al.</i> / 1985 ; Albaret 1994 ; Diouf 1996 ; Vidy 2000 ; Niyonkuru 2001 ; Vidy <i>et al.</i> 2004).....	77
<b>Tableau 5.1.</b> Liste des espèces présentant une occurrence supérieure à 0,5(*) au Sine-Saloum dans chaque cluster ( <i>Ci</i> ). Quatre groupes de stations notées C1 à C4 ont été obtenus par la classification hiérarchique prenant en compte les valeurs poids des neurones de sortie de la SOM. CE : Catégorie écologique, C1 : cours supérieur du Saloum ; C2 zones sous influence estuarienne (Saloum, Diomboss et Bandiala) ; C3 Bandiala et C4 cours inférieur du Saloum.....	85
<b>Tableau 5.2.</b> Liste des espèces de la Gambie dont l’occurrence dépasse 0,5 (*) dans chaque unité cluster ( <i>Ci</i> ). Trois clusters notés ont été obtenus par la classification hiérarchique prenant en compte les vecteurs poids des neurones de sortie de la SOM. CE : catégorie écologique, cours supérieur de la Gambie (C1), cours intermédiaire (C2) et cours inférieur (C3).....	88
<b>Tableau 5.3.</b> Liste des espèces dont l’occurrence est supérieure à 0,5 (*) en lagune Ébrié par chaque cluster ( <i>Ci</i> ). Quatre groupes de stations notées C1 à C4 ont été obtenus par la classification hiérarchique prenant en compte les valeurs poids des neurones de sortie de	

la SOM. CE : Catégorie écologique, C1 : secteur I ; C2 secteurs V et VI ; C3 secteur III et C4 secteurs II et IV.....	92
<b>Tableau 5.4.</b> Corrélations des 8 variables du milieu regroupées en facteurs ( $F_i$ ) pour les quatre milieux étudiés. Les contributions (poids) supérieures à 0,8 en valeur absolue sont en gras.....	101
<b>Tableau 6.1.</b> Paramètres biologiques considérés pour les espèces clefs de poissons dans l'estuaire du Sine-Saloum. $L_\infty$ est la longueur asymptotique, $W_\infty$ est le poids asymptotique, $K$ est le coefficient de croissance, $A$ est l'indice d'activité, $M$ est la mortalité naturelle et $F$ la mortalité par la pêche.....	108
<b>Tableau 6.2.</b> Paramètres biologiques considérés pour les espèces clefs de poissons dans l'estuaire de la Gambie. $L_\infty$ est la longueur asymptotique, $W_\infty$ est le poids asymptotique, $K$ le coefficient de croissance, $A$ est l'indice d'activité, $M$ est la mortalité naturelle et $F$ la mortalité par la pêche.....	109
<b>Tableau 6.3.</b> Paramètres biologiques considérés pour les espèces clefs de poissons dans la lagune Ébrié. $L_\infty$ est la longueur asymptotique, $W_\infty$ est le poids asymptotique, $K$ le coefficient de croissance, $A$ est l'indice d'activité, $M$ est la mortalité naturelle et $F$ la mortalité par la pêche.....	110
<b>Tableau 6.4.</b> Paramètres biologiques considérés pour les espèces clefs de poissons dans le lac Nokoué. $L_\infty$ est la longueur asymptotique, $W_\infty$ est le poids asymptotique, $K$ le coefficient de croissance, $A$ est l'indice d'activité, $M$ est la mortalité naturelle et $F$ la mortalité par la pêche.....	111
<b>Tableau 6.5.</b> Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans l'estuaire du Sine-Saloum entre 1991 et 1992. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi *) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, B est la biomasse, P/B est le rapport production/biomasse, Q/B est la consommation relative de nourriture, EE est le rendement écotrophique, P/Q est le rapport production/consommation et Y est la capture.....	114
<b>Tableau 6.6.</b> Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans l'estuaire de la Gambie entre 2000-2002. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi *) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, B est la biomasse, P/B est le rapport production/biomasse, Q/B est la consommation relative de nourriture, EE est le rendement écotrophique, P/Q est le rapport production/consommation et Y est la capture.....	115
<b>Tableau 6.7.</b> Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans la lagune d'Ébrié entre 1980-1981. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi *) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, B est la biomasse, P/B est le rapport production/biomasse, Q/B est la consommation relative de nourriture, EE est le rendement écotrophique, P/Q est le rapport production/consommation et Y est la capture.....	116
<b>Tableau 6.8.</b> Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans le lac Nokoué entre 2000-2001. Les groupes de poissons sont	

indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi \*) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, B est la biomasse, P/B est le rapport production/biomasse, Q/B est la consommation relative de nourriture, EE est le rendement écotrophique, P/Q est le rapport production/consommation et Y est la capture.....117

**Tableau 6.9.** Distribution entre les différents niveaux trophiques de la capture et de la biomasse des poissons (a) au Sine-Saloum, (b) en Gambie (c) en lagune Ébrié et (d) au lac Nokoué.....122

**Tableau 6.10.** Variations des rendements des transferts (%) d'un niveau trophique à un autre.....125

**Tableau 6.11.** Statistiques globales et indices des réseaux de flux des MEL considérés.....135

**Tableau 6.12.** Contribution en pourcentage de la production écologique des différentes catégories écologiques dans les milieux considérés.....136

**Tableau 7.1.** Quelques critères du développement d'un écosystème, *sensu* Odum (1969). Valeurs estimés par Ecopath indiquant le niveau de la maturité des quatre écosystèmes. En gras valeurs traduisant une maturité la plus élevée dans ce(s) milieu(x) que dans les autres.....168





- App. 1** Moreau, J., **M. C. Villanueva**, U. S. Amarasinghe & F. Schiemer. 2001. Trophic relationships and possible evolution under various fisheries management strategies in Sri Lankan reservoir, pp. 203-214. *In* De Silva, S. S. & P. Lynch (Eds.), *Fisheries management and Aquaculture in S. E. Asian Lakes and Reservoirs*. Publ. ACIAR, Canberra, Australia.
- App. 2** **Villanueva, M. C.** & J. Moreau. 2001. Recent trends in Lake Victoria fisheries as assessed by Ecopath, pp. 96-111. *In* Cowx, I. (Ed.), *Lakes and Reservoirs Fisheries Management*. Publ. The University of Hull, UK.
- App. 3** Moreau, J. & **M. C. Villanueva**. 2002. Exploratory analysis of possible management strategies in Lake Victoria (Kenyan sector) using the recent Ecosim software. *In* Christensen, V., C. Walter & K. Cochrane (Eds.), *A workshop on new developments of Ecosim and Ecospace*. FAO Fisheries Tech. Doc. [Accessible sur le site web <http://www.ecopath.org/>].
- App. 4** Kakkaeo, M., T. Chittapalapong & **M. C. Villanueva**. Food and feeding habits of some important fish species in the Ubolratana Reservoir, Thailand. A qualitative and quantitative analysis. *Asian Fisheries Sciences*, 17 (3-4) : nppp.
- App. 5** Amarasinghe, U. S., W. Welianje, M. Kakkaeo, **M. C. Villanueva** & J. Moreau. Sous-presse. Daily feeding pattern and food consumption of some fish populations in Asian reservoirs. (Accepté, *Hydrobiologia special issue "The FISHSTRAT Project"*).
- App. 6** Moreau, J., U. S. Amarasinghe, B. Sricharoendham, R. Prabath, P. K. Jayasinghe, A. Kumara & **M. C. Villanueva**. Sous-presse. Population dynamics of commercially important fish species in some Asian reservoirs. (Accepté, *Hydrobiologia special issue "The FISHSTRAT Project"*).
- App. 7** **Villanueva, M. C.**, J. Moreau, U. S. Amarasinghe & F. Schiemer. Sous-presse. A comparison of the foodweb and trophic structures between two Asian reservoirs using Ecopath with Ecosim and Ecospace. (Accepté, *Hydrobiologia special issue "The FISHSTRAT Project"*).
- App. 8** Villanueva, M. C. & J. Moreau. Sous presse. The possible evolution of Lake Victoria fisheries as assessed by Ecopath IV (with ecosim and ecospace) software. *In* Balio, M. & R. L. Welcomme (Eds.), *Lake Victoria 2000: A new beginning*. Publ. The Lake Victoria fisheries Research Project, Jinja, Uganda. The Tokyo University Press.
- App. 9** Moreau, J., S. Lek, W. Leelapatra, B. Sricharoendham & **M. C. Villanueva**. 2002. A comparison of various fitting techniques for predicting yield from a time series data on catch and hydrobiological features of Lake Ubolratana, Thailand. Abstract. Proceedings of the Third Conference of the International Society for Ecological Informatics, Grottaferrata, Rome, Italy, 26-30 August 2002. [Disponible : [http://www.isei3.org/ISEI3\\_abstract\\_book.pdf](http://www.isei3.org/ISEI3_abstract_book.pdf). (Actes sous-presse à « *l'Ecological Modelling* », édition spéciale).
- App. 10** **Villanueva, M. C.**, L. Tito de Morais, J. Weigel & J. Moreau. 2002. An Ecopath Model of the Biosphere Reserve of the Delta of Sine-Saloum. Abstract. *In* Masson, C. H. A. (Ed.), *Pêcheries maritimes, écosystèmes & sociétés en Afrique de l'Ouest: Un demi-siècle de changement*. Actes du Symposium International, 24-28 Juin 2002, Dakar, Sénégal. (Accepté).

\* Disponible sur demande à l'auteur

- App. 11** Weliange, W. S., **M. C. Villanueva**, U. S. Amarasinghe & J. Moreau. Diel feeding, Periodicity, daily ration and relative food consumption in indigenous fish populations in three reservoirs of Sri Lanka. (Soumis au *Journal of Applied Ichthyology*).
- App. 12** **Villanueva, M. C.**, M. Ouedraogo & J. Moreau. Trophic relationships in the new Bagre man made lake as described by using Ecopath 4: Possible influence of siltation on the evolution of the ecosystem. Soumis à « *l'Ecological Modelling* ».
- App. 13** Lalèyè, P., U. Adounvo Dehotin, C. Niyonkuru, **M. C. Villanueva** & J. Moreau. Variations spatio-temporelles de quelques paramètres physico-chimiques du lac Nokoué au Bénin, évolution récente. (Soumis à publication à la Revue Internationale des Sciences de la Vie et de la Terre, « Bioterre », Côte d'Ivoire).
- App. 14** Adounvo, U., A. Dauta, P. Lalèyè, **M. C. Villanueva** & J. Moreau. Primary productivity pattern of Lake Nokoué, a shallow brackish tropical lagoon. (Benin, West Africa). (Soumis au *Journal of Tropical Ecology*).
- App. 15** Niyonkuru, C., P. Lalèyè, **M. C. Villanueva** & J. Moreau. 2003. Population parameters of main fish species of Lake Nokoué in Benin. Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan Africa Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)–Bénin. (Actes sous-presse, "*Studies in Afrotropical Zoology*").
- App. 16** Lalèyè, P., **M. C. Villanueva**, A. Chikou, A. d'Almeida, C. Monteil & J. Moreau. 2003a. Diel feeding periodicity, daily ration and relative food consumption in some fish populations in the Ouémé basin (Benin, West Africa). Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan Africa Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)–Bénin. (Actes sous-presse, "*Studies in Afrotropical Zoology*").
- App. 17** **Villanueva, M. C.**, P. Lalèyè, R. Laë, J.-J. Albaret, L. Tito de Morais, M. Simier & J. Moreau. 2003. Preliminary trophic models of two West African Coastal Lagoons, Lagoon Ébrié (Ivory Coast) and Lake Nokoué (Benin). Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan Africa Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. pp 153-155. PICARTS (Ed.)–Bénin. (Actes sous-presse, "*Studies in Afrotropical Zoology*").
- App. 18** Lalèyè, P., **M. C. Villanueva**, J. Moreau & M. Entsua-Mensah. 2003b. The lagoons of the Gulf of Guinea: a review of the current knowledge of their aquatic resources and management issues. Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan Africa Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)–Bénin. (Actes sous-presse, "*Studies in Afrotropical Zoology*").
- App. 19** **Villanueva, M. C.**, M. Isumbisho, M. Kaningini, J. Moreau & J.-C. Micha. Understanding the food web structure in the southern sector of Lake Kivu (R. D. of Congo, East Africa). (Soumis à publication à *l'Hydrobiologia*).
- App. 20** **Villanueva, M. C.**, A. Bahanyari, C. Kanangire, J.-C. Micha & J. Moreau. A preliminary study of the trophic structure and fishery dynamics in the Rwandan sector of Lake Kivu (East Africa). (Soumis à publication à *l'Aquatic Resources, Culture and Development*).
- App. 21** Lim, P., **M. C. Villanueva**, B. Chhouk, K. K. Chay, J. M. Brun and J. Moreau. Fish Dynamics in the rehabilitated polders of Prey Nup (Cambodia). (Soumis à publication à *l'Asian Fisheries Science*).
- App. 22** **Villanueva, M. C.**, J.-J. Albaret, P. Lalèyè, L. Tito de Morais, R. Laë & J. Moreau. Comparing energy fluxes and trophic dynamics of two West African Coastal Lagoons. (Soumis à *l'Ecological Modelling*).

- App. 23** Villanueva, M. C., J.-Y. Weigel, J. Moreau & L. Tito de Morais. A compromise optimization of alternative fisheries management strategies in the Sine-Saloum estuary (Senegal) (En preparation. Á soumettre à *Fisheries Management and Ecology*).
- App. 24** Villanueva, M. C., J.-J. Albaret, M. Simier, A. Aguilar-Ibarra, L. Geoffroy, Y.-S. Park & S. Lek. On fish abundance and spatial distribution in The Gambia estuary (West Africa) (En cours de préparation).
- App. 25** Villanueva, M. C., J.-J. Albaret, P. Lalèyè, S. Brosse, Y.-S. Park, A. Aguilar-Ibarra, M. Simier & S. Lek. A comparison of fish assemblages in West African brackish waters using self-organizing maps (En preparation. Á soumettre à l'*Ecological modelling*).
- App. 26** Villanueva, M. C., P. S. Diouf, J.-J. Albaret & J. Moreau. 2005. Complexity relating to behaviour and stability in a modelled West-African estuary. Abstract. (*Paper to be presented at an International Conference, entitled, Symposium on the Coastal Ecosystem of West Africa in Brussels, Belgium, 15 February 2005*).



# *Introduction*

## **La problématique et l'objectif général**

---

Les ressources vivantes des eaux saumâtres, particulièrement sous les tropiques, supportent des niveaux élevés de stress de toutes natures. Les lagunes et les estuaires tropicaux sont des écosystèmes riches et présentent une grande diversité d'espèces, plus élevée que dans les milieux similaires situés sous climat tempéré. Les milieux tempérés abritent en effet une moyenne de 20 espèces communément rencontrées tandis que les milieux tropicaux en présentent le plus souvent plus de 100 (Elliot et Hemingway 2002 ; Blaber 2002). La diminution généralement constatée des captures, liée à la fois, à la dégradation de l'environnement et à la surexploitation, a suscité des études de dynamique des populations. En effet, la connaissance du fonctionnement de ces écosystèmes productifs mais fragiles peut contribuer à diminuer les contraintes imposées à leurs ressources vivantes menacées.

La diversité des communautés biologiques joue un rôle déterminant dans le fonctionnement des écosystèmes (Lévêque 1997 ; Weis *et al.* 2000 ; Roy *et al.* 2001 ; Kinzing *et al.* 2002 ; Sherman et Anderson 2002). Les relations trophiques constituent le cadre essentiel de l'organisation d'un écosystème. Duffy (2002), Rafaëlli (2000) et Naeem (2002) ont indiqué que les changements de biodiversité à un niveau trophique donné peuvent affecter la biodiversité dans les niveaux trophiques adjacents et de proche en proche, la dynamique de l'écosystème sera toute entière affectée. Cloern (2001) et Jackson *et al.* (2001a) indiquent que la configuration du réseau trophique des écosystèmes exploités est à mettre en relation avec les stress subis par ces milieux. Christensen et Pauly (1998) ont constaté que l'intensité de la pêche peut modifier la capacité d'accueil ou « carrying capacity » d'un écosystème en altérant la structure des flux trophiques et leur productivité potentielle.

Winemiller (1995) et Weis *et al.* (2000) indiquent dans leur étude des interactions proie-prédateur qu'il existe forcément un lien entre le niveau trophique le plus haut et les effets des pollutions sur les niveaux trophiques les plus bas des écosystèmes aquatiques. Les polluants peuvent exercer leur effet à tous les niveaux d'organisation biologique (Champalbert et Patrity 1982 ; Freedman 1995 ; Saiz-Salinas et Gonzales-Oréja 2000 ; Luczkovich *et al.* 2002). Nous pouvons observer leurs effets au niveau biomoléculaire ou cellulaire par des analyses de biomarqueurs tandis qu'à un niveau plus élevé d'organisation, nous pouvons observer des changements de la physiologie, de la reproduction, du développement et du comportement (Saiz-Salinas et Gonzales-Oreja 2000 ; Scheren *et al.* 2002 ; Panfili *et al.* 2004 a et b). Les études sur les liens entre le niveau individuel et le niveau communautaire surtout quant à l'organisation de l'ensemble des modifications du comportement des communautés ne sont pas très fréquentes.

Selon Fox et Olsen (2000), la structure et la complexité des réseaux trophiques sont les éléments essentiels à considérer dans la propagation des effets directs ou non des perturbations dans les écosystèmes. Par exemple, il faut se demander si, à l'état d'équilibre, les relations trophiques traduisent, en elles-mêmes, un stress qui serait perceptible à la faveur de différences entre le régime alimentaire observé dans le milieu considéré et le régime alimentaire habituel; des variations du rendement trophique (« transfert efficiency ») entre deux niveaux trophiques successifs par rapport aux valeurs habituellement observées peuvent également révéler un stress environnemental. Le diagnostic de l'état de santé des écosystèmes aquatiques doit s'appuyer sur l'étude des réactions des compartiments biologiques clés par rapport à un état de référence.

Au cours de ces dernières années, des études toujours plus nombreuses sur les chaînes alimentaires ont été utilisées pour décrire les structures trophiques dans les estuaires (Wulff et Ulanowicz 1989 ; Baird *et al.* 1991 ; Moreira *et al.* 1992 ; Baird et Ulanowicz 1993 ; Heymans et Baird 1995 ; Monaco et Ulanowicz 1997 ; Christian et Luczkovich 1999 ; Wolff *et al.* 2000 ; Villanueva *et al.* 2002 ; Mendy 2003 ; Samb et Mendy 2003) et dans les lagunes côtières (Chávez *et al.* 1993 ; Arreguín-Sánchez et Chávez 1995 ; Manickchand-Heileman *et al.* 1998 ; Rosado-Solorzano et Guzman del Proo 1998 ; Heymans et Baird 2000 ; Vega-Cendejas et Arreguín-Sánchez 2001 ; Zetina-Rejón *et al.* 2001 ; 2003 ; 2004 ; Pauly 2002 ; Villanueva *et al.* 2003 ; Heymans *et al.* 2004). De tels modèles sont utiles parce que la vaste complexité des données sur les chaînes alimentaires de milieux estuariens et lagunaires (MEL) est récapitulée de façon simplifiée par un réseau des compartiments reliés par des liens trophiques ou des flux de carbone.

Une approche comme celle-ci a initialement fait l'objet de polémique, mais finalement les modèles équilibrés, tels Ecopath (Polovina 1984 ; Christensen et Pauly 1992 ; 1993 ; Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004) sont devenus des outils utiles pour décrire la structure dynamique d'un écosystème et identifier les espèces qui jouent un rôle clef dans les écosystèmes. Ils permettent des investigations sur les perturbations des structures des communautés vivantes (Christensen et Walters 2004). L'avantage de cette approche est la possibilité qu'elle ouvre à l'application d'un large champ de théories adaptées aux études des écosystèmes, tels les concepts thermodynamique, la théorie de l'information et l'analyse des réseaux trophiques (Ulanowicz 1986 ; 1997 ; Christensen 1995 ; Müller 1997 ; Toussaint et Schneider 1998 ; Salthe 2003). La description quantitative des flux trophiques est la base utilisée pour les simulations dynamiques. Celles-ci permettent d'évaluer la rentabilité des différentes activités de gestion à partir des réponses ou résultats obtenus après les simulations (Walters *et al.* 1997 ; Pauly *et al.* 2000).

La principale ambition de cette thèse sera d'évaluer la réponse des communautés piscicoles et autres ressources biologiques des milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest aux altérations de l'environnement aquatique, naturelles ou anthropiques. Ces dernières sont de trois ordres :

- Les variations de l'activité des pêcheurs (niveau d'activité, choix des engins de pêche, zones d'activité) qui affectent en priorité et directement les niveaux supérieurs

de la chaîne trophique au sein des écosystèmes, c'est-à-dire les communautés piscicoles elles-mêmes ;

- Les atteintes portées au milieu aquatique lui-même, atteintes très diverses mais qui ont en commun le fait de modifier le fonctionnement trophique des niveaux inférieurs de la chaîne alimentaire directement responsables de la productivité piscicole car servant de nourriture aux poissons des niveaux trophiques les plus bas ;

- Les atteintes naturelles spécifiques comme l'hyperhalinité qui trouve son origine dans les sécheresses récurrentes qui ont frappé le Sahel depuis plus de 30 ans.

Ce type de problème peut être abordé par l'emploi de méthodes de recherche de terrain et d'analyse des données de deux types :

- Une analyse de la composition et de la distribution des peuplements de poissons et de leurs variations spatiales et temporelles ainsi que de leurs relations avec les facteurs du milieu. Il faut alors faire appel aux analyses statistiques multi variées qui permettent d'aborder de grandes bases de données et de mettre en évidence de façon simplifiée les relations souvent complexes entre diverses variables (Legendre et Legendre 1998 ; Legendre et Anderson 1999 ; Lek et Guegan 2000 ; Simier *et al.* 2004). Giske *et al.* (1998) ont indiqué que ces techniques permettent d'identifier les variables biotiques et abiotiques qui régulent l'abondance et la distribution des communautés vivantes aquatiques (Lek *et al.* 2000). Il est alors possible d'interpréter de façon complète les relations souvent complexes entre les espèces et leur environnement (Legendre et Anderson 1999) ;

- Les méthodes et modèles replaçant le poisson dans sa communauté et son écosystème dans son ensemble. C'est à ce niveau que l'étude des relations trophiques est nécessaire tant pour étudier de manière intégrée les dynamiques trophiques que pour évaluer le stress à chaque niveau trophique dans les milieux considérés.

La quantification des relations trophiques dans chaque écosystème permettra en outre le développement d'un système de classement pour des comparaisons et des essais de généralisation de leur dynamique et de leur fonctionnement.

En plus de leur portée scientifique, les connaissances tirées de cette étude sur l'exploitation et l'aménagement des systèmes continentaux et littoraux, auront des retombées pour le développement et devront contribuer à proposer des mesures de gestion pour ce type d'écosystèmes perturbés. Actuellement, ces derniers ne bénéficient, en effet, qu'exceptionnellement d'un aménagement et d'un suivi régulier de leurs ressources. Il faut toutefois citer pour les milieux ouest africains objets de la présente étude, les efforts d'organisations internationales telles que L'homme et la biosphère (« Man and Biosphere Programme » ou MAB)<sup>1</sup> dans le cadre du programme de l'UNESCO sur le Delta du Saloum,

---

<sup>1</sup> « Dans le cadre du Programme de l'UNESCO sur L'homme et la biosphère (MAB), les réserves de biosphère sont établies pour promouvoir une relation équilibrée entre les êtres humains et la biosphère et en donner l'exemple. Les réserves de biosphère sont désignées par le Conseil international de coordination du Programme

la Convention Ramsar<sup>2</sup>, sur les zones humides ouest africaines et la Commission Sous Régionale des Pêches (CSRP)<sup>3</sup> (Weigel 1998). Cet aspect est d'une importance capitale car les systèmes aquatiques représentent pour les populations humaines d'Afrique de l'Ouest une source indispensable de nourriture et de revenus. Il est proposé ici d'utiliser le logiciel Ecopath (Polovina 1984 ; Christensen et Pauly 1992 ; Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004) qui permet de quantifier les relations trophiques et leurs variations sur des écosystèmes aquatiques très bien documentés ou en cours de documentation pour comprendre de façon comparative, le fonctionnement trophique de ces divers milieux et leur sensibilité aux influences naturelles ou anthropiques évoquées précédemment.

---

MAB, à la demande des Etats concernés. Ces réserves, dont chacune continue de relever de la seule souveraineté de l'Etat sur le territoire duquel elle est située et est donc soumise à la seule législation de cet Etat, forment un réseau mondial auquel la participation des Etats est volontaire. Les réserves de biosphère sont des aires comportant des écosystèmes ou une combinaison d'écosystèmes terrestres et côtiers/marins, reconnus au niveau international dans le cadre du Programme de l'UNESCO sur L'homme et la biosphère (MAB) conformément au présent Cadre statutaire » (<http://www.unesco.org/mab/>).

<sup>2</sup> « La Convention sur les zones humides, signée à Ramsar, en Iran, en 1971, est un traité intergouvernemental qui sert de cadre à l'action nationale et à la coopération internationale pour la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources. La Convention a, actuellement, 138 pays contractants qui ont inscrit 1368 zones humides, pour une superficie totale de 120,5 millions d'hectares, sur la Liste de Ramsar des zones humides d'importance internationale avec une mission énoncée ci-après : « La Convention a pour mission la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides par des actions locales, régionales et nationales et par la coopération internationale, en tant que contribution à la réalisation du développement durable dans le monde entier (COP8 de Ramsar 2002) » (<http://www.ramsar.org/>).

<sup>3</sup> « Un organisme intergouvernemental de coopération halieutique au service des États membres, a été créé le 29 Mars 1985 par voie de convention. Il regroupe six Etats membres : le Cap-Vert, la Gambie, la Guinée, la Guinée Bissau, la Mauritanie et le Sénégal. Ses objectifs visent le renforcement de la coopération et la coordination des États membres dans les domaines suivants : (a) L'harmonisation des politiques communes en matière de préservation, de conservation et d'exploitation de leurs ressources halieutiques dans la sous région ; (b) L'adoption de stratégies communes dans les instances internationales ; (c) Le développement de la coopération sous-régionale en matière de surveillance ; et (d) Le développement de la capacité des pays à entreprendre des recherches dans le secteur de la pêche sur le plan sous-régional » (source: <http://www.csrp-afrique.org/>).



# Chapitre 1

## Les stress sur les milieux estuariens et lagunaires (MEL) et leurs peuplements biologiques

---

### 1.1. Introduction

Le déclin général des ressources naturelles est maintenant largement perçu au niveau mondial et fait l'objet d'une vaste campagne d'information. La réduction de la biodiversité des ressources aquatiques exploitées est un des symptômes des crises auxquelles fait face la gestion des ressources. Les travaux menés dans les milieux estuariens et lagunaires (MEL) côtiers de l'Ouest Africain se sont concentrés sur la dynamique des populations<sup>4</sup> et surtout des peuplements<sup>5</sup> aquatiques fortement influencés par les variations physiques et écologiques de ces milieux. La diversité des espèces et l'organisation des communautés sont contrôlées par de nombreux phénomènes d'origine et d'ampleur variées, naturels ou anthropiques. Ces dégradations ou altérations ont des impacts écologiques au niveau des sources d'énergie et de nourriture, de la qualité de l'eau, des structures des habitats, du régime des cours d'eau et des interactions biologiques (Welcomme *et al.* 1989 ; Karr 1991 ; Winemiller 1995 ; Piet 1998 ; Weis *et al.* 1999 ; 2000 ; Roy *et al.* 2001 ; Blaber 1997 ; 2000 ; 2002 ; Pombo *et al.* 2002 ; Sherman et Anderson 2002 ; Stergiou 2002 ; Adité 2003 ; Levin et Hay 2003).

### 1.2. Les milieux estuariens et lagunaires

Les MEL sont considérés comme des écosystèmes de productivité élevée (Albaret 1994 ; Pauly et Yáñez-Arancibia 1994 ; Whitfield 1996 ; Blaber 1997 ; 2000 ; Baran 1999 ; Pombo *et al.* 2002 ; Lamberth et Turpie 2003). Les MEL tropicaux fonctionnent principalement en fournissant des habitats productifs et diversifiés et des apports nutritifs pour la croissance et le développement de beaucoup de populations, telles que les espèces marines de poissons et de crustacés parmi lesquelles nombreuses sont celles qui émigrent et exploitent cet environnement en tant que juvéniles, et reviennent au stade adulte en mer pour la reproduction (Blaber et Blaber 1980 ; Day *et al.* 1989 ; Albaret et Diouf 1994 ; Blaber 1997 ; Albaret 1999 ; Blaber 2000 ; Vidy 2000 ; Barletta-Bergan *et al.* 2002 ; Blaber 2002 ; Elliot et Hemingway 2002 ; Adité 2003 ; Albaret *et al.* 2004 ; Brando *et al.* 2004).

De nombreuses définitions ont été proposées pour décrire ces milieux. Ainsi Day *et al.* (1981) disent que « *un estuaire est une eau superficielle côtière communiquant de manière permanente ou périodique avec la mer et qui présente des variations mesurables de salinité dues au*

---

<sup>4</sup> Selon Mayr (1974) il s'agit d'un groupe d'individus d'une même espèce vivant ensemble et présentant le même pool génique sur un territoire à un moment donné.

<sup>5</sup> Plusieurs types de populations vivantes dans un milieu.

mélange de l'eau de mer avec l'eau douce ». Lankford (1977) a décrit une lagune selon la dynamique de sa formation comme « une dépression côtière située au-dessous du niveau moyen des océans ayant une communication permanente ou temporaire avec la mer, mais isolée de celle-ci par un cordon ou tout autre type de barrière littorale ». Nichols et Allen (1981) privilégient deux facteurs dynamiques principaux dans l'évolution des lagunes : les courants marins voisins et les apports d'eau douce.

Ainsi les lagunes sont définies en termes géomorphologiques comme différentes des estuaires au sens strict qui sont habituellement définis selon les variations de salinité et des régimes hydrologiques. Selon Albaret (1999) « la typologie de MEL ne peut être exhaustive ni polyvalente ».

Récemment observée, la ressemblance écologique de leurs caractéristiques fonctionnelles mène à nommer de tels systèmes comme des environnements « lagune-estuaire » (Yáñez-Arancibia *et al.* 1994). Leurs valeurs écologiques et socio-économiques particulièrement pour les pays tropicaux en voie de développement ont été fréquemment évoquées ces dernières années (Silvestre et Pauly 1997 ; Baran et Hambrey 1998 ; Baran 2000 ; Blaber 2002 ; Scheren *et al.* 2002 ; Adité 2003 ; Simier *et al.* 2004). Les fluctuations de la production annuelle sont soumises à l'intensité de la pêche, aux variations interannuelles de la biomasse moyenne, au succès du recrutement et aux conditions environnementales. Ceci est particulièrement vrai sous les tropiques où les variations annuelles de production sont fortement influencées par les pluies, et donc les saisons, sèches et humides, qui influencent la dynamique de la plupart des organisations biologiques (Laë 1997b ; Winemiller 1995 ; Guiral *et al.* 1999 ; Welcomme 1999 ; Moses 2001 ; Cumming et Havlicek 2002 ; Simier *et al.* 2004). Cependant l'écosystème dépend également des apports des fleuves et de leur régime hydrologique, aussi bien que des régions biogéographiques (Écoutin 1992 ; Baran et Hambrey 1998 ; Winemiller 1995 ; Guiral *et al.* 1999 ; Welcomme 1999 ; Baran 2000).

### 1.3. Les évolutions climatiques récentes et leurs influences sur les milieux

Les climatologues ont constaté que la température moyenne de la planète avait augmenté de 0,6 °C au cours du XX<sup>e</sup> siècle (Figure 1.1) en raison de l'effet de serre. D'ici à 2100 la température moyenne devrait augmenter de 1,4 °C à 5,8 °C (IPCC 2001).

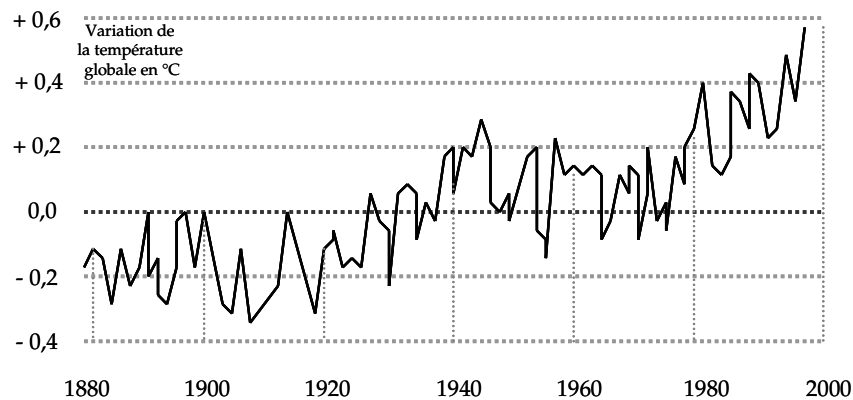
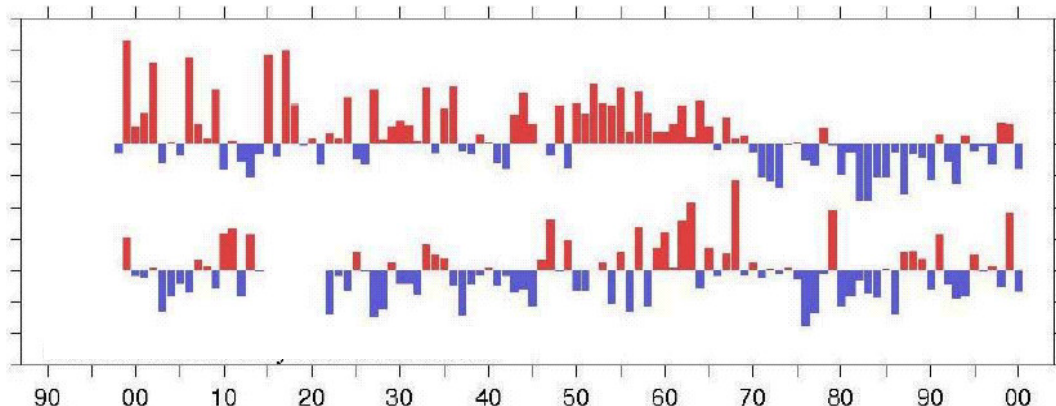


Figure 1.1. Évolution de la température globale au cours de XX<sup>e</sup> siècle (Source : IPCC 1996).



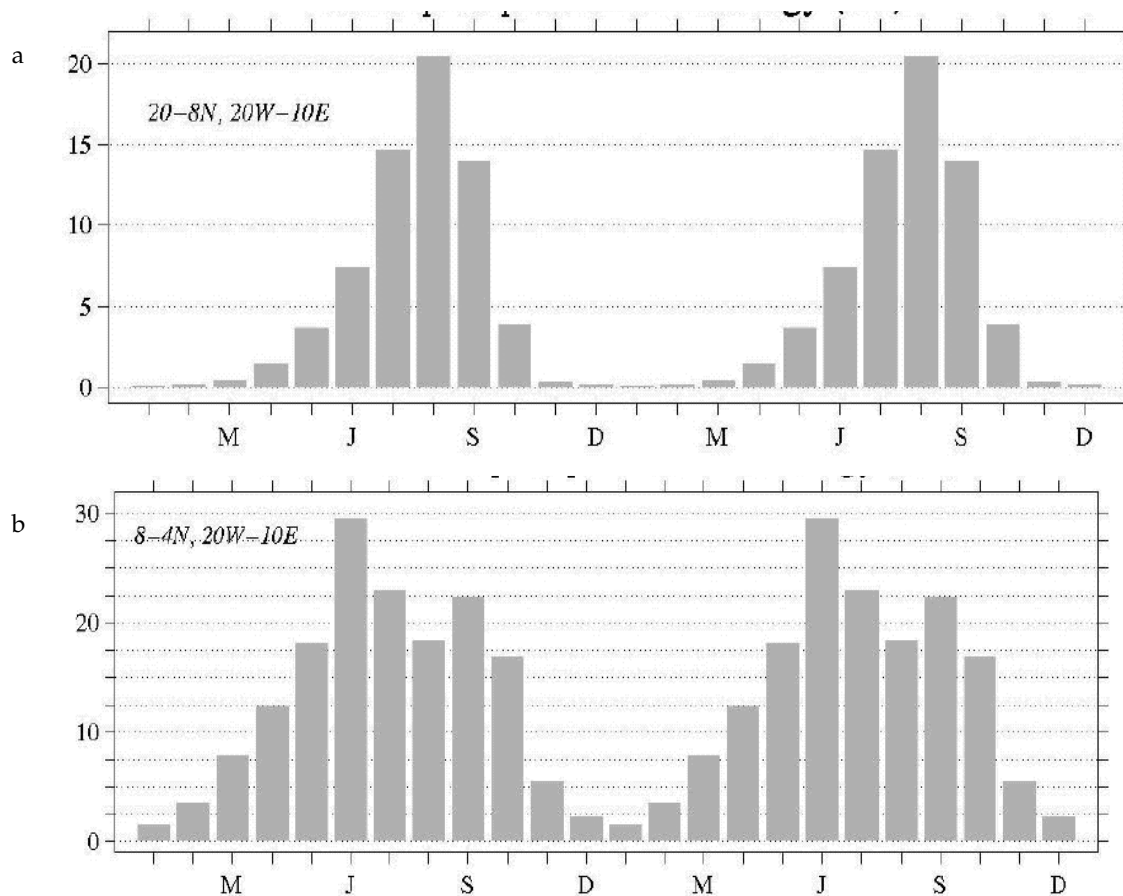
**Figure 1.2.** Autocorrélogramme des résidus annuels pour le Sahel (en haut) et le Golfe du Guinée (en bas). Les séries des données temporelles ont été standardisées par rapport à la moyenne des précipitations calculée sur les années 1898 à 2000. (Source : <http://tao.atmos.washington.edu/>).

Au sujet des nombreuses manifestations de dégradation globale de l'environnement liées aux réchauffements climatiques, Huq *et al.* (2003) ont mentionné que les pays les moins développés sont les plus vulnérables aux effets des variations climatiques même s'ils n'ont pas beaucoup contribué à l'émission des gaz à effet de serre. La vulnérabilité de l'Afrique sub-saharienne aux variations climatiques est due (en partie, au moins) à la pauvreté de plusieurs pays qui ne leur donne pas la capacité de réagir facilement face aux désastres naturels comme l'inondation ou la sécheresse. La pluie est nécessaire pour l'agriculture qui reste l'occupation principale dans ces régions et pour l'approvisionnement des réserves d'eau: rivières, barrages. Les sécheresses ont affecté les populations en augmentation constante et très dépendantes de la production agricole et qui sont donc durement touchées par les disettes (Sokona et Denton 2001). Ces aléas climatiques ont contribué à modifier la biodiversité des milieux aquatiques et, ont indirectement, accéléré leur dégradation.

Les irrégularités interannuelles des crues et les importants déficits pluviométriques des années 1970 à 1990 (Figure 1.2 haut) dans la zone septentrionale de la zone intertropicale de convergence (ZITC), du côté sahélien, ont également eu des effets désastreux sur les conditions de vie des populations et sur l'environnement.

Ces sécheresses sahéliennes constituent un bon exemple de modification climatique qui a fortement frappé plusieurs pays Afrique de l'Ouest.

En effet, les tendances climatiques à travers le Sahel sont une pluviométrie variant de valeurs presque normales à inférieures à la normale (Janowick 1988). En revanche, une pluviométrie supérieure à la normale est probable le long de la côte du Golfe de Guinée où les fortes précipitations sont une caractéristique du climat. Ceci se traduit au niveau des tendances annuelles sur une longue période mais aussi dans la répartition saisonnière de la pluviométrie comme schématisé sur la figure 1.3 a (Zone sahélienne) et b (Golfe de Guinée).



**Figure 1.3.** Indices de précipitations (cm) standardisés pour (a) le Sahel et (b) le Golfe du Guinée (Source : <http://tao.atmos.washington.edu/>).

Les écosystèmes aquatiques, connaissent des variations multiples et d'origines différentes. Les lacs de basse altitude, les zones humides et lagunes sont des éléments communs dans les zones côtières (Schallenberg *et al.* 2001). De tels écosystèmes qui sont en relation directe avec la mer sont particulièrement vulnérables aux effets prévisibles du changement global de climat (Baran 2000). Plusieurs milieux estuariens et lagunaires de l'Ouest africain fournissent de bons exemples d'écosystèmes ainsi menacés.

À titre d'exemple, selon Huq *et al.* (2003), le fleuve Gambie est très sensible aux changements du climat. Ce phénomène a entraîné une variation de 50% de débit du fleuve dans le bassin versant. Le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat<sup>6</sup> (GIEC) ou « Intergovernmental Panel on Climate Change » (IPCC) a indiqué qu'un changement de 1% des précipitations peut causer un changement de 3% des écoulements du fleuve qui pourrait avoir des impacts sérieux, notamment l'intrusion des eaux salées dans le

<sup>6</sup> Le GIEC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) est une organisation qui a été mise en place en 1988, à la demande du G7 (groupe des 7 pays les plus riches : USA, Japon, Allemagne, France, Grande Bretagne, Canada, Italie), par l'Organisation Météorologique Mondiale et par le Programme pour l'Environnement des Nations Unies.

cours inférieur. Une augmentation de la température de l'eau de 3 à 4 °C, peut augmenter la productivité du fleuve de près de 20 %, en particulier pour les crevettes mais on remarque un effet négatif sur la production d'autres populations sensibles aux températures élevées telles que des Clupéidés et des poissons chats (IPCC 2001).

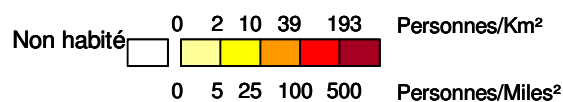
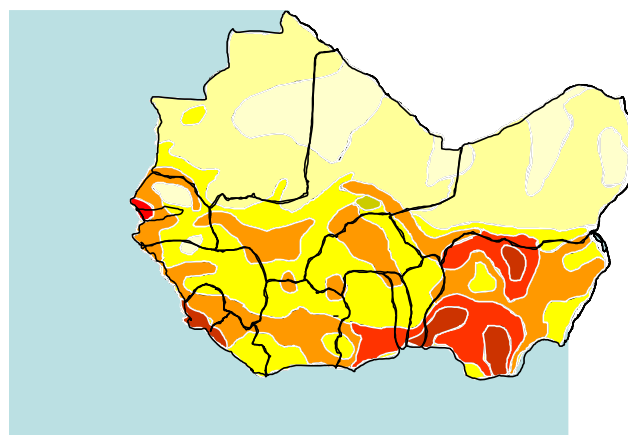
Plusieurs auteurs (Diouf 1996 ; Vidy 2000 ; Panfili *et al.* 2004b) ont aussi indiqué que l'hypersalinité de l'estuaire du Sine-Saloum est le résultat de l'évolution de ce milieu suite à ce stimulus climatique.

#### **1.4. Les effets potentiels de la présence de l'homme**

Selon le Prix Nobel Paul Crutzen, spécialiste de la chimie de l'atmosphère, « *nous sommes entrés dans l'"anthropocène", une nouvelle ère géologique où l'humain a autant d'impact sur l'environnement que la nature elle-même* ».

En Afrique Occidentale, les MEL n'ont pas été épargnés par les efforts incessants de l'homme vers le développement. La croissance explosive de la population humaine a affecté et a progressivement imposé des changements de l'environnement et la dégradation de ces milieux (Dorr *et al.* 1985 ; Albaret et Diouf 1994 ; Koranteng *et al.* 1998 ; Baran 1999 ; Entsua-Mensah 2002 ; Scheren *et al.* 2002 ; Adité 2003). La proximité géographique de ces lagunes avec des secteurs fortement peuplés (Figure 1.4) induit une exploitation considérable de leurs ressources menant souvent à des conflits d'intérêts. Les effets de la pollution urbaine et la contamination de l'environnement par les déchets de toutes sortes contribuent à la destruction d'habitats et a imposé des sérieuses menaces et des impacts divers sur l'écologie de leurs ressources. Ces pollutions exposent des organismes biologiques à la modification de leur métabolisme et de leur comportement écologique et mettent leur vie en danger (Arfi *et al.* 1981 ; Lye Koh *et al.* 1997 ; Weis *et al.* 1999 ; Saiz-Salinas et González-Oreja 2000 ; Entsua-Mensah 2002 ; Guyonnet *et al.* 2003). Ceci peut endommager la structure, l'organisation et le fonctionnement du système (Caddy 1993 ; Calow et Forbes 1998 ; Scharler et Baird 2003).

Les modifications progressives induites par des pollutions dans des habitats de poissons motivent en effet diverses réponses biologiques (épuisement par concurrence sur la nourriture et l'espace) qui évincent lentement plusieurs espèces (Entsua-Mensah 2002 ; Pombo *et al.* 2002). L'évolution des assemblages ichtyo-fauniques et les interactions d'activités humaines peuvent créer des menaces potentielles sur la pêche et la stabilité de l'écosystème (Sherman et Anderson 2002 ; Rochet et Trenkel 2003) ainsi que sur les milieux aquatiques adjacents ou côtiers (Domain 1999 ; Scharler et Baird 2003).



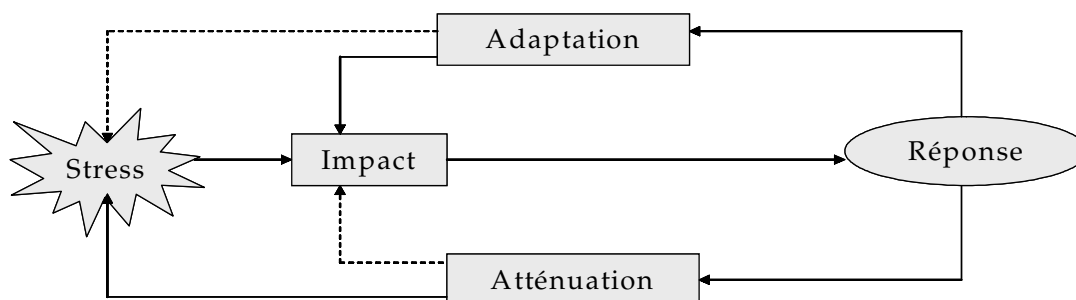
**Figure 1.4.** Distribution de la population humaine dans l’Afrique de l’Ouest (Source : <http://www.lib.utexas.edu/>)

### 1.5. Adaptations écologiques des ressources aquatiques aux stress environnementaux

L'adaptation d'un organisme ou d'une communauté au stress, lié surtout, dans notre cas, aux variations climatiques, nécessite un processus de diminution des effets nuisibles sur la santé ou le bien être et de mise à profit de toutes les occasions que cette condition climatique fournit pour des ajustements dans le comportement des individus et des populations afin de diminuer les vulnérabilités aux perturbations. Au point de vue écologique, nous employons les concepts de tolérance, stabilité ou résilience pour montrer la tendance des systèmes biologiques à s'adapter et les processus qui provoquent ces réponses (Smithers et Smit 1997 ; Pérez-España et Arreguín-Sánchez 1999 ; Huq *et al.* 2003).

Chez les organismes aquatiques, la salinité affecte l'aptitude à l'osmorégulation et beaucoup d'autres processus biochimiques (Iwama *et al.* 1997 ; Zeng et Vonshak 1998). La relation entre un organisme et la salinité peut être définie comme le seuil de distribution de cet organisme en fonction de la salinité (Gordon 2000). Il est admis que la limite fonctionnelle entre les eaux douces et saumâtres se situe à environ 2 psu<sup>7</sup> tandis que de 3 constitue la

<sup>7</sup> Une définition révisée de salinité a été adoptée dans l'[UNESCO Practical Salinity Scale of 1978-PSS78](http://www.start.or.th/) quand des techniques pour déterminer la salinité à partir des mesures de la conductivité, de la température et de la pression ont été développées. Depuis 1978, la « Practical Salinity Scale » ; définit la salinité « pratique » en termes de rapport de conductivité. La salinité (symbole S) d'un échantillon d'eau de mer, est définie par le rapport K entre la conductivité électrique d'un échantillon d'eau de mer de 15°C et une pression standard de 1 atmosphère, et celle d'une solution de chlorure de potassium (KCl), dans laquelle la fraction pondérale du KCl est 0.0324356, à la même température et la même pression. Un rapport K exactement égal à un correspond, par définition, à une salinité égale à 35. Quelques océanographes ne souhaitent pas utiliser des nombres sans unité pour la salinité et écrire donc « 35 psu (practical salinity unit) ». Toutefois comme dit plus haut, la salinité « pratique » est un rapport et n'a donc pas d'unité, l'unité « psu » est plutôt sans signification et fortement déconseillée (<http://www.start.or.th/>).



**Figure 1.5.** Réponses aux stress et leurs impacts (adopté et modifié de Smit 1993).

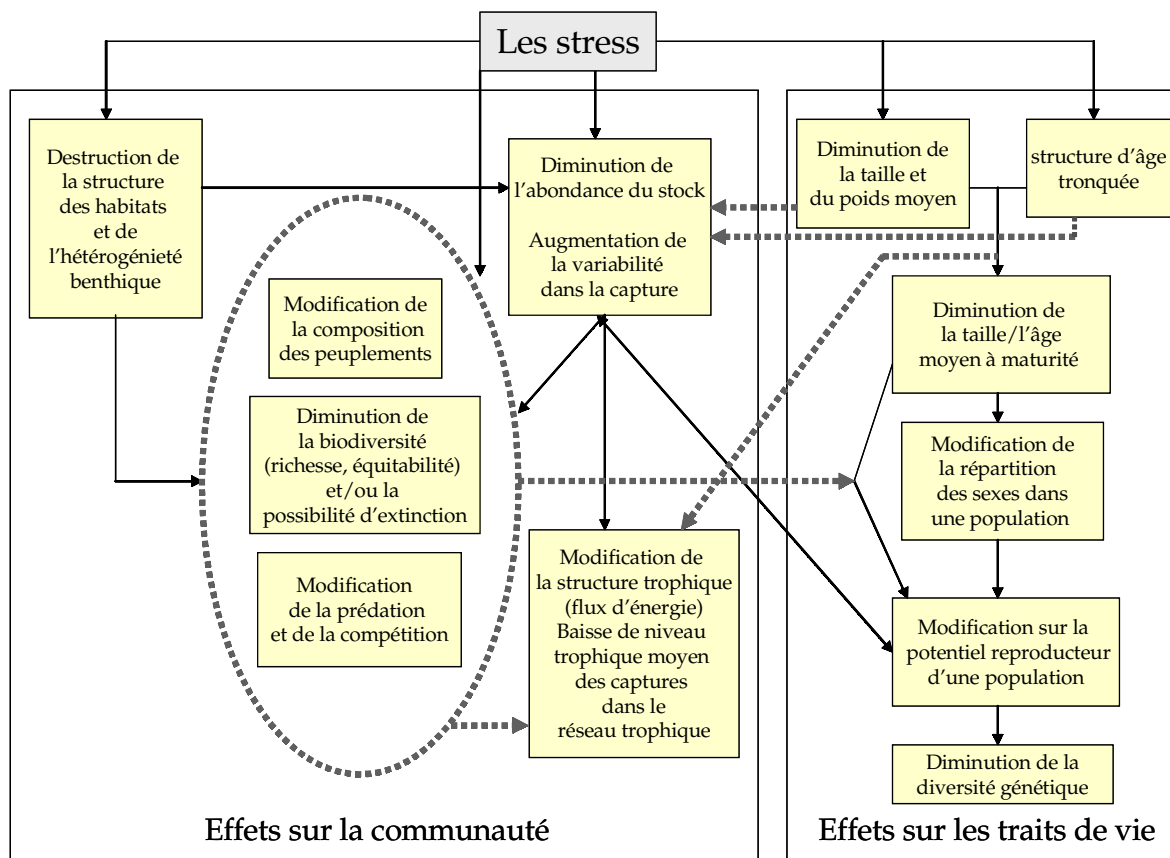
limite entre les eaux hypohalines et hyperhalines (Schallenberg 2001). Il existe des cas où une hyper salinité exceptionnelle est marquée dans les MEL en termes de migrations (hors de cette zone) ou encore par la mort des espèces non tolérantes ce qui conduit à la diminution des abondances (Young et Potter 2002 ; Bœuf et Payan 2001 ; Taniguchi et Tokeshi 2004) et de la richesse spécifique (Gordon 2000 ; Schallenberg 2001).

Selon Whitfield (1983) l'adaptation essentielle des poissons entrant dans ces zones est la faculté d'intégrer les changements de salinité. Certaines espèces marines ont une forte capacité d'osmorégulation et sont capables de survivre dans des conditions de variations extrêmes de salinités (Zeng et Vonshak 1998 ; Peck 2004).

Panfili *et al.* (2004b) ont montré que au Sine-Saloum, la salinité devient un facteur stressant aux concentrations supérieures à 60<sup>7</sup> et devient une contrainte affectant la croissance et la reproduction, notamment pour *Sarotherodon melanotheron*.

Le comportement de chaque espèce influe également sur le milieu. La relation prédateur-proie, par exemple, conditionne la survie d'un individu et le succès du recrutement d'une population (Sykes et Manooch III 1979 ; Ney 1990 ; Bax 1998 ; Ryer et Olla 1998 ; Nueunfeldt et Beyer 2003). L'effet d'un stress comme la pollution peut influencer un ou les deux à travers des modifications dans les comportements (Carrer *et al.* 2000 ; Weis *et al.* 1999 ; 2000). Selon l'effet de tels stress une espèce peut diminuer ou augmenter sa vulnérabilité à une pression exercée par une autre espèce (Piet 1998 ; Weis *et al.* 1999 ; Neuenfeldt et Beyer 2003 ; Jensen et Verschoor 2004).

L'adaptation à un stress et sa signification font de plus en plus l'objet de recherches tant au niveau de l'individu que de la communauté et/ou de l'écosystème. L'adaptation implique des changements dans les écosystèmes comme réponse aux perturbations (Cury 1991 ; Piet 1998 ; Saiz-Salinas et González-Oreja 2000 ; Guyonnet *et al.* 2003).



**Figure 1.6.** Représentation schématisée des effets majeurs des stress possibles, naturels ou anthropiques, sur un écosystème (adopté et modifié d'après Stergiou 2002).

Les réponses écologiques des écosystèmes soumis à une contrainte peuvent être un accroissement des dépenses énergétiques ou une diminution de l'énergie potentielle (Freedman 1995). En gros, c'est la mise en œuvre d'une énergie contre des interférences dans le fonctionnement normal d'un système (Boesch et Rosenberg 1981). L'adaptation est la réponse à une perturbation. L'estimation des impacts est essentiellement une évaluation de l'adaptation ou de la mitigation (Figure 1.5). Le stress imposé à un système provoque une réponse dont l'intensité dépend de l'état du système (stabilité, vulnérabilité). Même si l'impact ne menace pas gravement l'intégrité d'un système, la réponse peut être une adaptation provoquant par elle-même un stress additionnel qui va, à son tour avoir des impacts sur le système (Smit *et al.* 1999). Nous aborderons ces perturbations de façon quantitative en essayant d'évaluer le niveau du stimulus capable de provoquer des réactions hors norme rendant l'écosystème vulnérable. Smithers et Smit (1997) ont indiqué que dans le cas d'un stimulus naturel, comme ceux d'ordre climatique, l'adaptation diffère selon la fréquence, la durée, la soudaineté et l'amplitude spatiale des phénomènes. Huq *et al.* (2003) et Smit *et al.* (2000) ont présenté un concept généralisé d'adaptation biologique en réponse aux variations globales du climat.



L'adaptation peut également suivre un stimulus non naturel, i.e. anthropisation, surexploitation par la pêche ou dégradation environnementale liée aux activités humaines (i.e. construction de barrages) et qui provoquent les modifications biologiques dans le milieu aquatique (Figure 1.6) (Albaret et Écoutin 1989 ; Laë 1992 ; 1997 b ; Stergiou 2002 ; Guyonnet *et al.* 2003).

Le concept d'adaptation recouvre aussi bien le processus d'adaptation lui-même que les modifications qui l'accompagnent. Ces dernières dépendent principalement des caractéristiques du système concerné, y compris sa sensibilité et vulnérabilité. Barrett (1981) a défini l'effort d'adaptation au stress comme une perturbation imposée à un système par des stimuli extérieurs à ce système mais qui peut survenir dans des conditions normales.

Les réponses écologiques des écosystèmes soumis à une contrainte peuvent être un accroissement des dépenses énergétiques ou une diminution de l'énergie potentielle (Freedman 1995). En gros, c'est la mise en œuvre d'une énergie contre des interférences dans le fonctionnement normal d'un système (Boesch et Rosenberg 1981). L'adaptation est la réponse à une perturbation. L'estimation des impacts est essentiellement une évaluation de l'adaptation ou de la mitigation (Figure 1.5). Le stress imposé à un système provoque une réponse dont l'intensité dépend de l'état du système (stabilité, vulnérabilité). Même si l'impact ne menace pas gravement l'intégrité d'un système, la réponse peut être une adaptation provoquant par elle-même un stress additionnel qui va, à son tour avoir des impacts sur le système (Smit *et al.* 1999). Nous aborderons ces perturbations de façon quantitative en essayant d'évaluer le niveau du stimulus capable de provoquer des réactions hors norme rendant l'écosystème vulnérable. Smithers et Smit (1997) ont indiqué que dans le cas d'un stimulus naturel, comme ceux d'ordre climatique, l'adaptation diffère selon la fréquence, la durée, la soudaineté et l'amplitude spatiale des phénomènes. Huq *et al.* (2003) et Smit *et al.* (2000) ont présenté un concept généralisé d'adaptation biologique en réponse aux variations globales du climat.

L'adaptation peut également suivre un stimulus non naturel, i.e. anthropisation, surexploitation par la pêche ou dégradation environnementale liée aux activités humaines (i.e. construction de barrages) et qui provoquent les modifications biologiques dans le milieu aquatique (Figure 1.6) (Albaret et Écoutin 1989 ; Laë 1992 ; 1997b ; Stergiou 2002 ; Guyonnet *et al.* 2003).

Le concept d'adaptation recouvre aussi bien le processus d'adaptation lui-même que les modifications qui l'accompagnent. Ces dernières dépendent principalement des caractéristiques du système concerné, y compris sa sensibilité et vulnérabilité. Barrett (1981) a défini l'effort d'adaptation au stress comme une perturbation imposée à un système par des stimuli extérieurs à ce système mais qui peut survenir dans des conditions normales.

Identifier les possibilités d'adaptation écologique d'un écosystème menacé par les dégradations naturelles (par exemple la sécheresse et la salinité élevée), les pratiques de pêche et les pollutions d'origine anthropique est essentiel pour sa gestion et sa conservation. Cette étude cherche à assembler l'information existante pour établir une représentation générale de ces écosystèmes, dans une approche interdisciplinaire, pour définir l'état

trophique actuel et pour comprendre les mécanismes spécifiques et adaptatifs qui contribuent au fonctionnement de ces écosystèmes en dépit de certains facteurs limitants, par exemple, l'hypersalinité inverse de l'eau, la forte turbidité.

Dans cette étude, cette réponse adaptative concerne des ajustements écologiques en réponse à certains stimuli naturels i.e. climat, hydrologie, courants, et leurs effets ou impacts. Ces derniers sont, en outre, concomitants avec les stimuli liés ou non aux activités humaines (Albaret et Écoutin 1990 ; Van Weerd et Komen 1998 ; Smit *et al.* 1999 ; Huq *et al.* 2003).

À partir de ceci, l'importance économique actuelle de la pêche et les impacts d'une mise en réserve de secteurs estuariens seront considérés sur une base scientifique pour la gestion appropriée en vue de la conservation et de la rentabilité de ressources naturelles (John et Lawson 1990 ; Baird et Ulanowicz 1993).

# Chapitre 2

## Les MEL de l'Ouest Africain Caractéristiques et environnement

---

### 2.1. Introduction

À l'échelle mondiale, la distribution des estuaires tropicaux et subtropicaux suit approximativement la distribution des palétuviers, qui sont les végétations intertidales dominantes dans ces écosystèmes (Blaber 2002). La zone côtière ouest africaine (Figure 2.1) concernée par la présente étude s'étend du Sénégal au Congo sur environ 7 000 km entre 5 et 15° de latitude nord. Le Golfe de Guinée est caractérisé par un upwelling saisonnier entre Juillet et Août entre le Cap Palmas et Cotonou (Bénin). L'ouest Africain est sous l'influence de conditions climatiques plus dépendantes des précipitations que de la température. Le long de la côte, se trouvent de nombreux marais, mangroves, deltas, lagunes et estuaires (Barusseau *et al.* 1999 ; Lalèyè *et al.* 2003c).

Les mangroves, qui s'étendent sur près de 25 000 km<sup>2</sup> du Sénégal à l'Angola, sont dominées notamment par les espèces *Rhizophora* spp, *Avicennia* sp, *Laguncularia* sp et *Mitragyna inermis* (Marius 1995 ; Diouf 1996 ; Adité 2003). Il s'agit de formations végétales caractéristiques des estuaires, deltas et baies des régions intertropicales soumises à l'action de la marée. Ces mangroves constituent des zones de frai et les juvéniles s'y alimentent (Laegdsgaard et Johnson 1995 ; Dittman 1999 ; Domain 1999 ; Baldó et Drake 2002 ; Barletta-Bergan *et al.* 2002 ; Blaber 2002 ; Adité 2003). Les lagunes sont souvent reliées entre elles; elles occupent plus de 800 km de longueur de côte et couvrent plus de 400 000 ha d'eau libre.

De tels écosystèmes aquatiques, tout comme les peuplements de palétuviers adjacents et les zones côtières, contribuent à l'accomplissement du cycle biologique de nombreuses espèces. Les palétuviers sont l'un des habitats estuariens les plus productifs car ils fournissent la nourriture aux jeunes de certains téléostéens et leur offrent aussi une protection contre les prédateurs (Odum et Heald 1972 ; Blaber 1997 ; Comier-Salem 1999 ; Domain 1999 ; Albaret 1999 ; Whitfield 1999 ; Blaber 2002 ; Barletta-Bergan *et al.* 2002).

Ces milieux sont définis par Charles-Dominique et Albaret (2003) comme des entités écologiques où nous observons des changements des conditions physiques et chimiques à une grande variété d'échelles de temps. De telles variations sont dues aux phénomènes normaux influençant les fluctuations du niveau d'eau (évaporation, inondation et/ou mélange des eaux continentales et marines, apports nutritifs, changements de climat) (D'Elia *et al.* 1986 ; Albaret et Écoutin 1989 ; Cury et Roy 1991 ; 1998; Binet *et al.* 1995 ; Roy *et al.* 2001).



Figure 2.1. La zone Ouest africaine.

Il n'est pas facile de classer par catégorie les estuaires et les lagunes de façon simple car beaucoup de facteurs, tels que la superficie, la profondeur, les habitats, les caractéristiques physiques mais aussi la nature des habitats marins et d'eau douce adjacents peuvent considérablement influencer la faune piscicole et la pêche dans ces écosystèmes (Whitfield 1983 ; Marais 1988 ; Albaret et Écoutin 1990). Les estuaires et les lagunes tropicaux sont divisés en 4 catégories principales : lac ouvert, estuaire côtier, estuaire aveugle, lac côtier ou lagune. Cependant cette classification est surtout une question de convenance car, dans la réalité, il existe un continuum (Cousins 1985 ; Albaret 1994 ; Albaret et Diouf 1994 ; Albaret 1999 ; Blaber 2002). Au sujet des lagunes elles-mêmes, Nichols et Allen (1981) ont distingué quatre types : lagune estuarienne, ouverte, partiellement fermée et fermée. L'action des vagues et des courants côtiers est dominante dans une lagune partiellement fermée. La lagune estuarienne est plutôt influencée par les marées et les apports d'eaux douces tandis que les marées et les vagues interviennent dans une lagune ouverte. L'action des vents est dominante dans une lagune fermée (Blaber 1997 ; 2000).

Nous avons considéré, pour cette étude, 2 estuaires et 2 lagunes côtières situés à l'est de l'océan Atlantique. L'estuaire du Sine-Saloum et le fleuve Gambie sont des estuaires ouverts (Diouf 1996 ; Laë *et al.* 2004). La lagune Ébrié ainsi que le lac Nokoué sont classés comme lagune ou lac côtiers, différents essentiellement par leurs surfaces (Albaret 1994 ; Blaber 2000 ; 2002).

Dans ce chapitre, nous proposons une rapide synthèse des connaissances sur chaque milieu considéré pour cette étude notamment leurs caractéristiques géomorphologiques, physiques et chimiques. Afin de décrire chaque milieu, le tableau 2,1 présente schématiquement les caractéristiques topologiques importantes de ces milieux.

**Tableau 2.1.** Caractéristiques des MEL considérés dans cette étude (Selon Écoutin (1992), Laë (1992), Durand et Guiral (1994), Diouf (1996), Adité et Winemiller (1997), Baran (2000) et Lalèyè et al. (2003a et c).

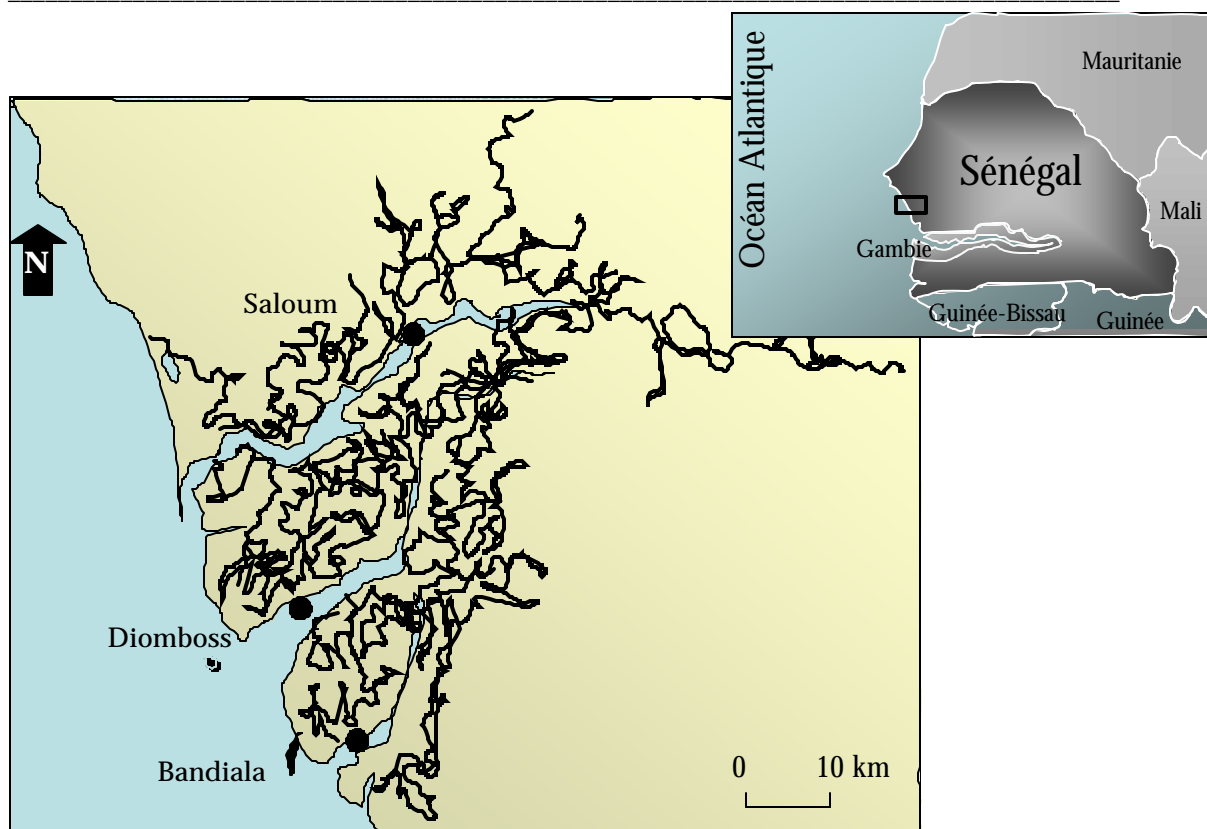
Caractéristiques	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
Pays	Sénégal	Gambie	Côte d'Ivoire	Bénin
Superficie totale (km <sup>2</sup> )	546	654	566	150
Longueur du principal affluent (km)	Saloum : 180	Gambie : 1 200	Comoé : 1 160	Ouémé : 510
Longueur dans la plus grande dimension (km)	180	530	130	20
Largeur dans la plus grande dimension (km)			7	11
Type de milieu	Estuaire inverse hyper halin	Estuaire normal	Lagune en communication avec la mer	Lagune en communication avec la mer
Superficie des bassins versants (km <sup>2</sup> )	29 700	35 000*	150 000	14 000
Principaux affluents	Saloum	Fleuve Gambie	Mé, Agnéby et Comoé	Ouémé et Sô
Débits moyens (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0	10-700	10 - 800	10 - 2000
Chenal vers l'Océan Atlantique	-	-	Vridi	Cotonou

\* sous bassin de la partie estuarienne

## 2.2. Topographie

### 2.2.1. L'estuaire du Sine-Saloum

Cette étude concerne tout d'abord l'estuaire du Sine-Saloum au Sénégal (13° 35' et 14° 10' nord, et 16° 50' et 17° 00' ouest). Il a une superficie de 546 km<sup>2</sup> (Figure 2.2) (UNESCO 1982 ; 1985 ; Seret 1983 ; Diouf 1996). C'est un système deltaïque caractérisé par des vallées plates avec des niveaux d'eau variables selon les inondations saisonnières (septembre à décembre) et les entrées maritimes. La sortie des eaux continentales vers la mer est normalement rare car le régime hydrologique est caractérisé par un déficit d'apport d'eau douce de janvier à septembre (Barusseau *et al.* 1985 ; Marius 1995 ; Bouso 1996 ; Charles-Dominique et Albaret 2003).

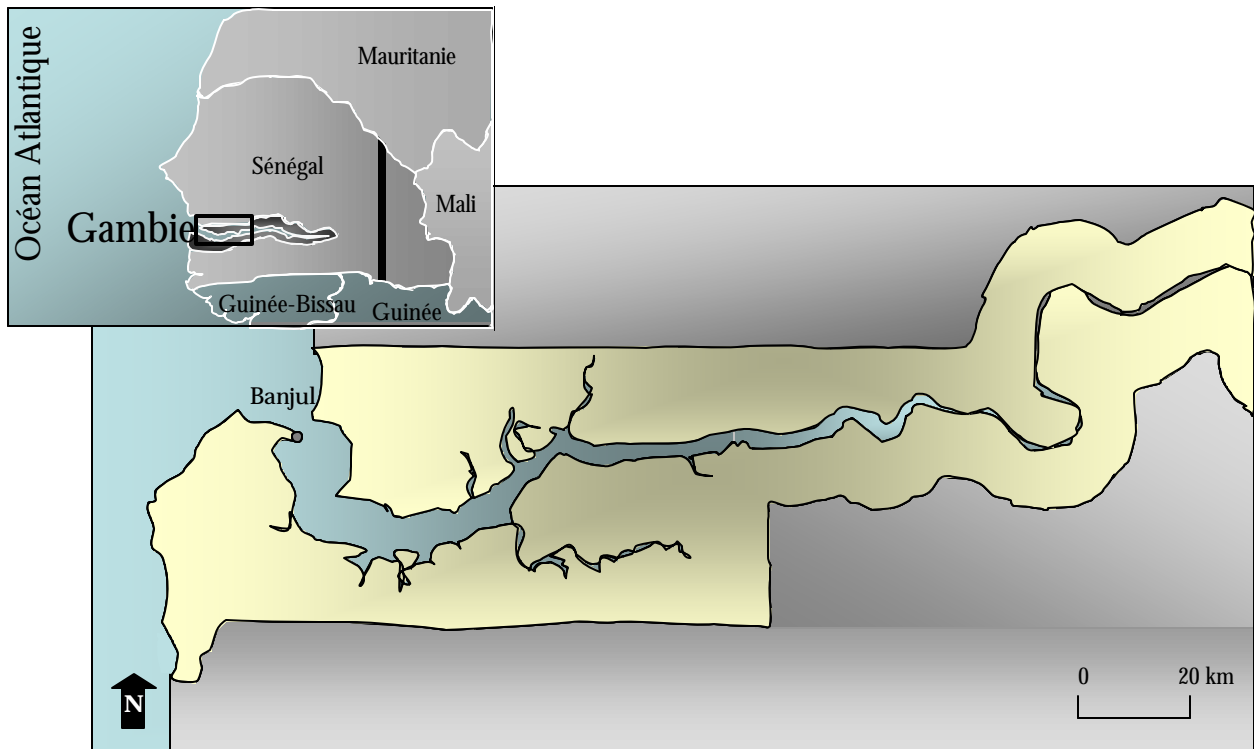


**Figure 2.2.** Le complexe du Sine-Saloum au Sénégal avec les trois bras principaux correspondant au Saloum, au Diomboss et au Bandiala.

L'estuaire, qui s'ouvre dans l'Océan Atlantique, est divisé par des chaînes d'îles et comporte trois bras principaux: le Saloum qui se prolonge vers le nord avec des profondeurs maximum de 13 à 25 m; le Diomboss et le Bandiala situés plus au sud avec des profondeurs maximum de 10 m; le Bandiala étant le plus étroit et le moins profond. Ces tributaires sont reliés par un réseau dense de petits canaux, peu profonds ou « bolongs ». Un marais de palétuviers se prolonge dans tout le delta (Seret 1983 ; Barusseau *et al.* 1985 ; Bouso 1991 ; 1994 ; Zabi et Le Lœuff 1993 ; Diouf 1996 ; Simier *et al.* 2004).

Les mangroves offrent une zone favorable à la nutrition et la reproduction de nombreux organismes aquatiques, mais aussi pour les oiseaux migrateurs. Elles comportent essentiellement *Rhizophora racemosa*, *R. harrisonii* et *R. mangle* et la végétation des « tannes » herbues en arrière des zones de mangroves. Les tannes sont en deux strates, une herbacée essentiellement constituée de Graminées et une deuxième arbustive dominée par les Tamaricacées (Diouf 1996).

Les mangroves du Saloum sont situées dans des bras de mer, et se sont développées à l'arrière de cordons littoraux très disséminés et où la sédimentation est faible et sous un climat tropical à saison sèche marquée. Par conséquent, nous observons un milieu caractérisé par des formations de palétuviers et, dans les zones supratidales, des formations de végétation herbacée halophile, les tannes « vifs » ou « herbacés » (Marius 1995 ; Diouf 1996).



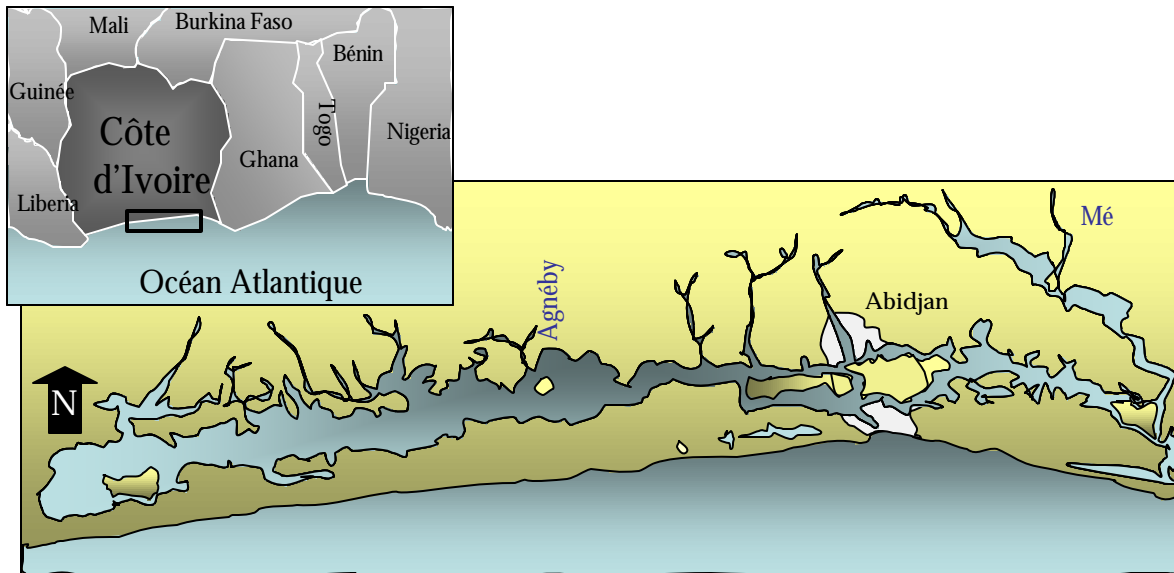
**Figure 2.3.** L'estuaire de la Gambie et la partie ouest du territoire de la Gambie.

Les déficits de précipitations de 1986 à 1996, consécutifs à de nombreuses sécheresses, ont sûrement contribué à la dégradation de l'environnement marquée par l'augmentation de la salinité du sol et l'acidification ainsi que des changements très nets de l'hydrologie et de l'hydrodynamique de l'écosystème (Marius 1995 ; Diouf *et al.* 1999 ; Vidy 2000 ; Panfili *et al.* 2004a et b). La principale conséquence écologique est l'évolution du milieu vers un estuaire caractérisé d'une hypersalinité inverse vers l'amont. La salinité de l'eau tend à atteindre plus de 100‰, principalement pendant la saison sèche ; sinon reste comprise entre 45 et 50‰ en moyenne (Bouso 1996 ; Diouf 1996 ; Diouf *et al.* 1998 ; Vidy 2000 ; Panfili *et al.* 2004b ; Simier *et al.* 2004). La transparence de l'eau varie de 2,1 m à Bandiala à 3,2 m au Diomboss (Simier *et al.* 2004).

La salinité de l'eau peut atteindre plus de 100‰, principalement pendant la saison sèche, mais reste comprise entre 45 et 50‰ en moyenne (Bouso 1996 ; Diouf 1996 ; Diouf *et al.* 1998a ; Vidy 2000 ; Panfili *et al.* 2004b ; Simier *et al.* 2004).

### 2.2.2. L'estuaire de la Gambie

Le fleuve Gambie, en Afrique occidentale, coule sur 1 630 km et est approximativement localisé à 13° de latitude nord. Il se situe en zone de savane de la région sahélienne. Le fleuve est navigable sur 240 km à partir de l'Atlantique (Marius 1995). Il prend sa source dans le Fouta-Djalou en Guinée-Conakry et serpente sur plus de 1 000 km dans le Sénégal oriental avant d'entrer en République de Gambie dans ses derniers 500 km, selon un axe est-ouest (Dorr *et al.* 1985 ; Albaret *et al.* 2004). La zone estuarienne a une superficie de 654 km<sup>2</sup> (Figure 2.3) (L. Tito de Morais, IRD, comm. pers.). Contrairement au



**Figure 2.4.** La lagune Ébrié en Côte d'Ivoire.

Sine-Saloum décrit ci-dessus, les eaux douces refoulent l'eau salée vers la mer pendant la moitié de l'année, de juillet à février, à la faveur d'un débit relativement élevé. La mangrove de Gambie se développe dans un véritable estuaire, comme la plupart des mangroves tropicales ; elle est influencée par les eaux douces qui neutralisent en partie l'influence de la mer (Marius 1995).

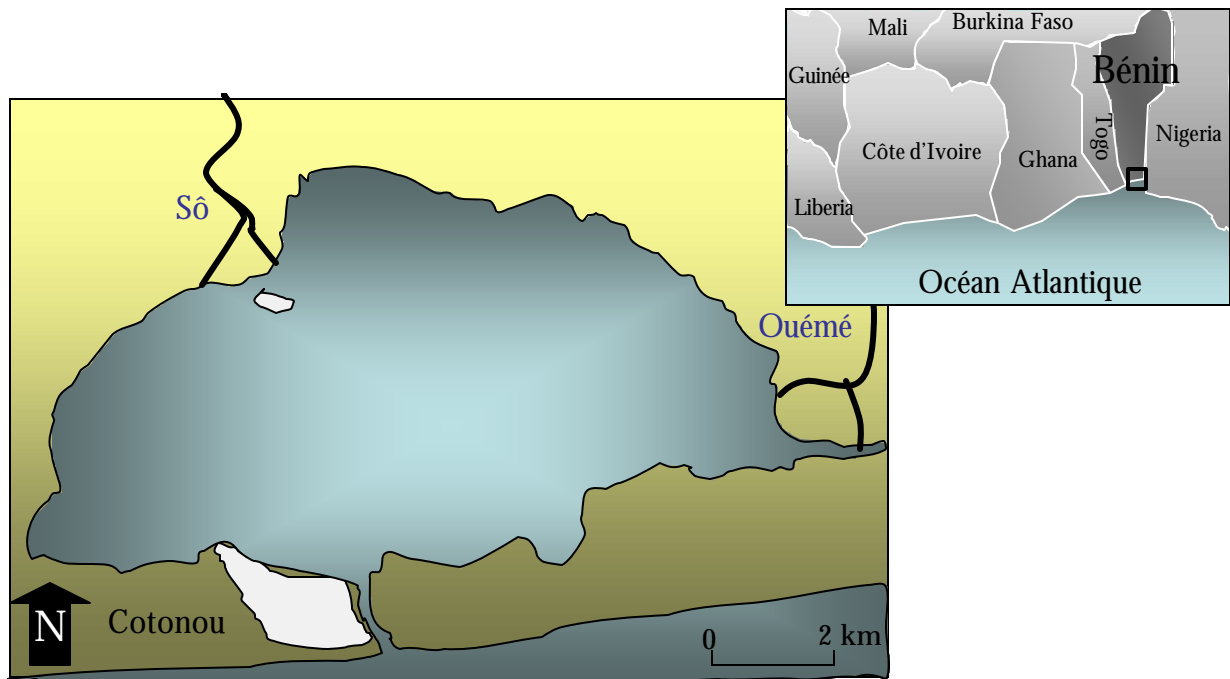
Le large estuaire baigne la capitale Banjul, la ville de Kuntaur marque la limite approximative de la remontée des eaux salées pendant la saison des pluies. Pendant la saison sèche, l'eau salée peut remonter jusqu'à plus de 200 km (Lesack 1986). Mendy (1996) indique que l'estuaire est riche en marais associés aux mangroves. Souvent influencées par les courants d'upwelling vers l'aval, les mangroves se trouvent plutôt au bord de la rivière.

La profondeur moyenne de l'eau est de 7,2 m (3 à 14 m). La transparence moyenne est de 0,6 m (valeurs extrêmes 0,1 et 1,8 m). Une variation remarquable de la turbidité de l'eau vers l'amont a été signalée ; elle passe de 0,2 m en crue à 1,2 m pendant l'étiage. Les variations spatio-temporelles de la turbidité surtout à l'aval sont dues à l'apport des eaux continentales (Albaret *et al.* 2004).

### **2.2.3. La lagune Ébrié**

La lagune Ébrié (Côte d'Ivoire) (Figure 2.4) est un système lagunaire côtier ouvert complexe et de forme allongé situé entre les longitudes 3°47' et 5°29' ouest et les latitudes 5°02' et 5°42' nord. Il a une superficie totale de 566 km<sup>2</sup>, la lagune a environ 130 kilomètres de longueur et une largeur maximum de 7 kilomètres (Albaret 1994 ; Durand et Guiral 1994 ; Laë 1997a). La profondeur moyenne de l'eau est de 4,8 mètres bien qu'on puisse observer des profondeurs de 20 m près d'Abidjan. L'eau de l'Océan Atlantique pénètre la lagune par le canal de Vridi (300 m) en permanence et se mélange avec les arrivées d'eau





**Figure 2.5.** Carte du lac Nokoué.

douce de trois fleuves : Comoé, Agnéby et Mé (Laë 1992 ; Durand *et al.* 1994). La transparence de l'eau varie entre 0,2 et 3,0 m selon le lieu et la saison.

#### 2.2.4. Le lac Nokoué

Le Bénin est l'un des plus petits pays d'Afrique noire mais aussi l'un des plus contrastés. Sa côte, ouverte sur le Golfe de Guinée, est constituée de plages de sable bordées de lagunes alors que l'on trouve à l'intérieur du pays des plateaux de faible altitude (200 m) recouverts de savane arborée. Le Nord-Ouest du pays est occupé par la chaîne de l'Atakora dont le point culminant est le mont Sagdarao (658 m). Enfin, le Bénin est traversé par de nombreux cours d'eau qui se jettent dans des lacs et lagunes, comme Ahémé et Nokoué, et qui sont à l'origine de la richesse ichthyologique du pays (Adité et Van Thielen 1995).

Le lac Nokoué (Figure 2.5) est un système lagunaire côtier subtropical peu profond (6°25'nord, 1°56'est). Avec la lagune de Porto-Novo, il fait partie de la zone d'inondation de l'Ouémé et constitue l'écosystème saumâtre le plus important du Bénin avec une superficie du 150 km<sup>2</sup> et une longueur de 20 kilomètres dans sa direction est-ouest et une largeur de 11 kilomètres dans la direction nord-sud. Le lac Nokoué s'ouvre directement dans l'Océan Atlantique par le canal de Cotonou (4,5 kilomètres) et est relié à la lagune de Porto -Novo à l'est par le canal Totché de 5 kilomètres (Lalèyè *et al.* 2003a). L'eau de mer et les organismes marins accèdent donc à la lagune par le chenal de Cotonou. Les variations spatiales et temporelles des paramètres hydrologiques ont été étudiées en détail par Adité et Winemiller (1997) et récemment par Lalèyè *et al.* (Sous presse). La profondeur du lac passe d'une moyenne de 0,9 m (saison sèche) à 1,8 m (saison des pluies) (moyenne de 1,25 m). La moyenne annuelle de la transparence de l'eau est de 0,51 m (valeurs extrêmes 0,23 et 0,84 m) (Lalèyè *et al.* 2003a).

### 2.3. Particularités hydrologiques et hydrodynamiques

#### 2.3.1. Le climat

La partie de l'Afrique de l'ouest considérée pour cette étude subit deux types de climat. Le climat de type soudanien qui se trouve en Sierra Leone, en Guinée et au Sénégal sur la bande côtière et dans la zone septentrionale des autres pays et le climat équatorial qui correspond à la zone entre l'équateur et 7° N dans la zone intertropicale de convergence (ZITC) (Laë 1992) (Côte d'Ivoire et Bénin entre autres).

Le climat soudanien est caractérisé par trois saisons nettement tranchées (Figure 2.6a) :

- Saison des pluies, chaude et humide, qui dure de juillet à octobre, dominée par des vents de mousson venants d'ouest-sud-ouest ;
- Saison sèche, fraîche entre les mois de novembre à mars en raison de la présence des alizés maritimes qui repoussent l'effet de l'harmattan ;
- Saison sèche, chaude d'avril à juin dominée par un vent, chaud et sec, l'harmattan venant du nord-est (Diouf 1996).

Le climat équatorial est caractérisé par une succession de quatre saisons (Figure 2.6b):

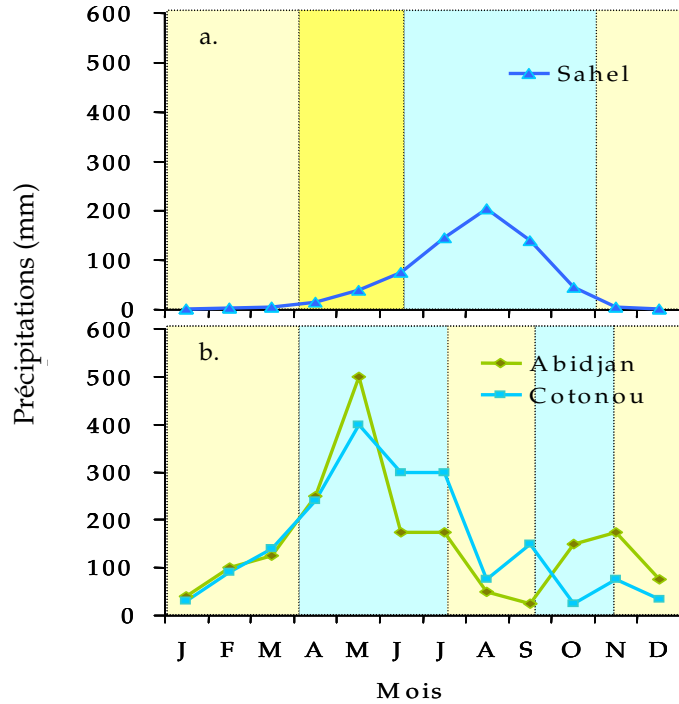
- Grande saison des pluies qui dure de mars à juillet ;
- Petite saison sèche durant de mi-juillet à mi-septembre ;
- Petite saison des pluies dues aux averses orageuses et qui dure de fin septembre à mi-novembre ;
- Grande saison sèche de novembre à mars dominé par les vents continentaux secs ou harmattan (Laë 1992).

Le tableau 2.2 présente diverses composantes du climat : température de l'air et de l'eau, les précipitations et l'évaporation.

#### 2.3.1.1. Les milieux sous climat soudanien

##### 2.3.1.1.a. Sine-Saloum

C'est le facteur pluviométrique qui détermine les zones climatiques et végétales du Sénégal. L'ensemble des deux saisons sèches, partout la plus longue, s'étend sur 7 mois (novembre-mai) au sud du pays et sur 10 mois (octobre-juillet) à l'extrême nord. La saison pluvieuse (hivernage) occupe le reste de l'année: de 5 mois (juin-octobre) en Casamance à 2 mois (août-septembre) dans les régions septentrionales de la vallée du Sénégal. Les quantités d'eau reçues par an sont comprises entre 480 et 880 mm avec une moyenne de 500 mm (Tableau 2.2).



**Figure 2.6.** Précipitations moyennes mensuelles au Sahel (a), en Côte d'Ivoire et au Bénin (b).  
saison sèche □ saison des pluies □

Dans l'estuaire du Sine-Saloum, nous observons annuellement trois saisons distinctes (Figure 2.6a). Sèche et fraîche de novembre à mars, sèche et chaude d'avril à juin (avec alternance de vents froids venant de la mer et du nord/nord-est, et chaud venant du continent et de l'est/nord-est) et une saison des pluies de juillet à octobre (Diouf 1996; Diouf *et al.* 1998). La température annuelle moyenne de l'eau est de 25,2°C (20,8 à 30,7 : Figure 2.7) à Saloum et 27,3 (22,8 à 29,9) au Bandiala, tandis qu'une pluviométrie moyenne annuelle de 500 millimètres a été enregistrée pendant les années 80 ce qui correspond à un déficit approximatif de 10 millions m<sup>3</sup> d'eau (Diouf 1996 ; Simier *et al.* 2004).

### 2.3.1.1.b. Gambie

Le climat présente également trois saisons distinctes : la saison sèche, entre le mois d'octobre et le mois de juin, pratiquement sans pluie mais influencée entre décembre et février par l'harmattan (Figure 2.6a). Les pluies se produisent de juin à octobre avec les plus grandes précipitations, plus ou moins diluviennes, en août (Twilley 1985 ; Van Maren 1985 ; Albaret *et al.* 2004).

### 2.3.1.2. Les milieux sous climat équatorial

#### 2.3.1.2.a. Ébrié

Les précipitations maximales annuelles à Abidjan sont de 1 800 mm environ avec une moyenne de 1 500 mm (Écoutein 1992 ; Durand et Guiral 1994) (Tableau 2.2). Dans le sud du pays, c'est-à-dire au sud de la latitude de Yamoussoukro, le climat est équatorial et très humide. Sur le littoral atlantique, la saison des pluies s'étend de mai à novembre avec une interruption vers juillet jusqu'à août. Le reste de l'année, l'atmosphère reste très humide avec un ciel souvent voilé et parfois des précipitations et la température reste comprise entre 27,4 et 31,2 °C. La température moyenne de l'eau est 27,4 °C (Tableau 2.2 et Figure 2.7). C'est seulement en janvier et février que l'harmattan, vent sec en provenance du Sahara, souffle de temps en temps transportant du sable et desséchant tout sur son passage (Figure 2.6b).

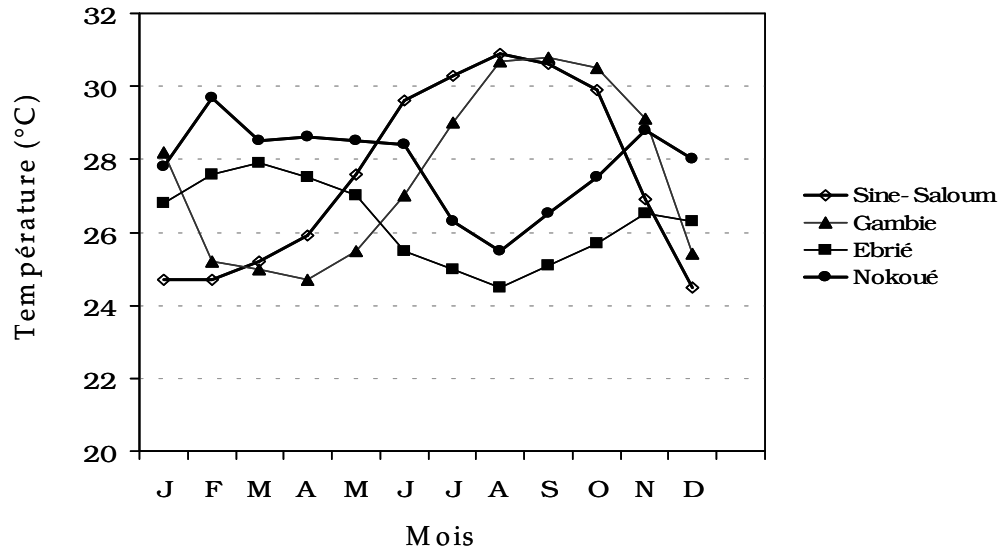


Figure 2.7. Variations saisonnières de la température de l’eau (établi d’après Berry *et al.* (1985), Durand et Guiral (1994), Diouf (1996) et Lalèyè *et al.* (2003a).

### 2.3.1.2.b. Nokoué

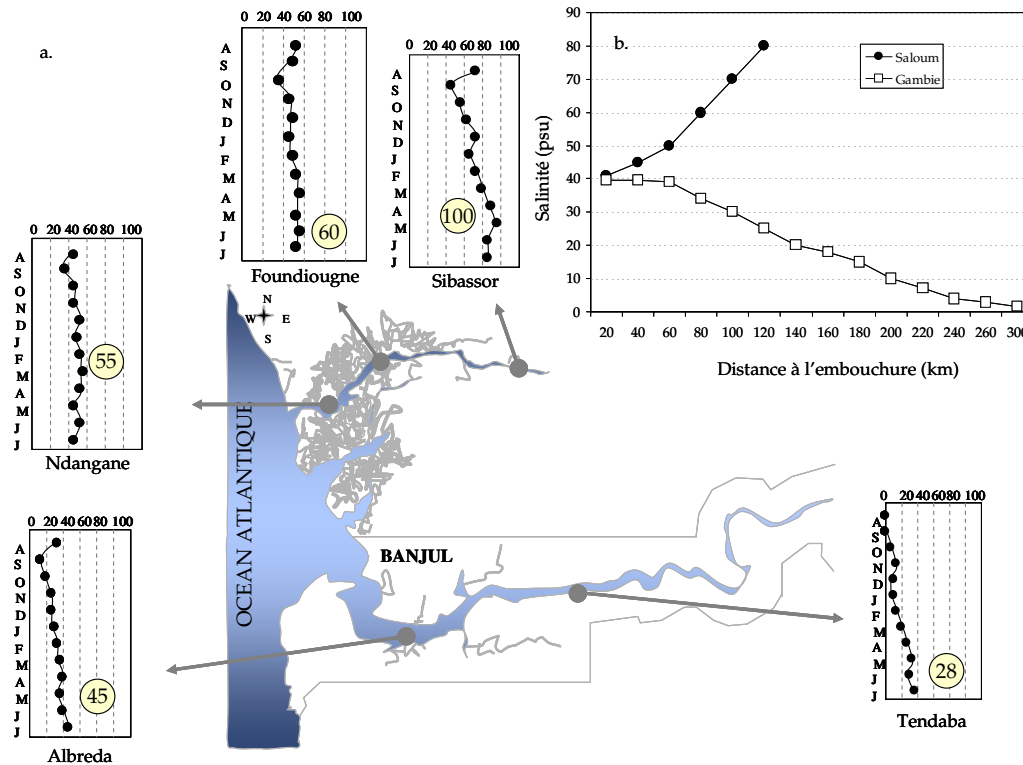
La grande saison sèche a lieu de novembre à mars sur le littoral où la température de l’air reste proche de 30°C. L’harmattan souffle pendant cette saison. D’avril à octobre la pluie est abondante. La pluviométrie annuelle moyenne enregistrée à Cotonou est de 1 150 millimètres (Tableau 2.2).

Dans le lac Nokoué, la température de la surface de l’eau varie en surface entre 25,2°C et 33,1°C et au fond entre 25,3 °C à 30,2°C. La valeur moyenne annuelle est de 27,8°C (Tableau 2.2) (Adounvo *et al.* 2003 ; Lalèyè *et al.* 2003a).

Tableau 2.2. Caractéristiques climatiques moyennes (d’après Laë 1992 ; Durand *et al.* 1994; Diouf 1996; Albaret *et al.* 2004 ; Lalèyè *et al.* sous presse).

Caractéristiques	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
Température de l’air (°C)	23,0 – 36,0	25,0 – 32,0	27,4 -31,2	29,3 – 33,6
Moyenne (°C)	32,0	30,0	29,4	31,4
Température de l’eau (°C)	20,8 - 30,7	23,8 -30,0	25,0 – 32,0	25,2 – 33,1
Moyenne (°C)	25,2	27,4	27,0	27,8
Précipitations annuelles (mm)	480 – 880	500 -1 800	1 400 – 2 800	1 000 - 1300
Moyenne (mm·an <sup>-1</sup> )	500	1 500	1 800	1 150
Evaporation (mm)	1 300 – 2 150	1 800 – 3 200	1 237 – 1 405	59,2 – 145,0
Moyenne (mm·an <sup>-1</sup> )	1 611,6	2 800	1 356	102,0

## 2.3.2. La salinité



**Figure 2.8.** (a) Variations saisonnières de la salinité (psu) de l'eau dans le bras du Saloum (Ndangane, Foundiougne et Sibassor) et l'estuaire de la Gambie (Albreda et Tendaba) (tiré de Panfili et al. 2004a). (b) Évolution spatiale de la salinité des eaux de surface de la basse vallée de la Gambie tiré de Zabi et Le Lœuff (1993) et de Diouf (1996) par comparaison avec le Saloum.

Le delta du Saloum est un système hydrographique envahi par la mer et caractérisé par des bras ou des « bolongs ». Le fonctionnement inverse de l'estuaire est dû à plusieurs facteurs évoqués plus haut : le déficit pluviométrique, la faiblesse de la pente de l'estuaire surtout dans sa partie aval qui favorise l'invasion par des eaux marines, la prédominance du flot sur le jusant dû au faible apport d'eau douce, le temps de résidence des masses d'eau le long de la partie aval (Diouf 1996 ; Barousseau *et al.* 1999).

Pendant toute l'année, la salinité augmente de l'aval vers l'amont en raison des caractères climatiques et des débits fluviaux comme observé également dans l'estuaire de la Casamance (Albaret 1987 ; Diop 1990 ; Diouf 1996). Parmi les trois bras principaux du complexe Sine-Saloum, le Saloum montre une variation assez élevée en fin de saison sèche (Figure 2.8). La sursalure passant de 40 à 100<sup>7</sup> de l'aval à l'amont tandis que les deux bras correspondant au Diomboss et au Bandiala présentent des salinités moins élevées, entre 37 et 40<sup>7</sup> selon la saison, en raison de leur longueur plus faible. En effet, ils sont fréquemment renouvelés par la mer (surtout le Diomboss) et par les apports d'eau douce de la rivière Nema (surtout le Bandiala) (Zabi et Le Lœuff 1993; Diouf 1996; Barousseau *et al.* 1999 ; Simier *et al.* 2004).

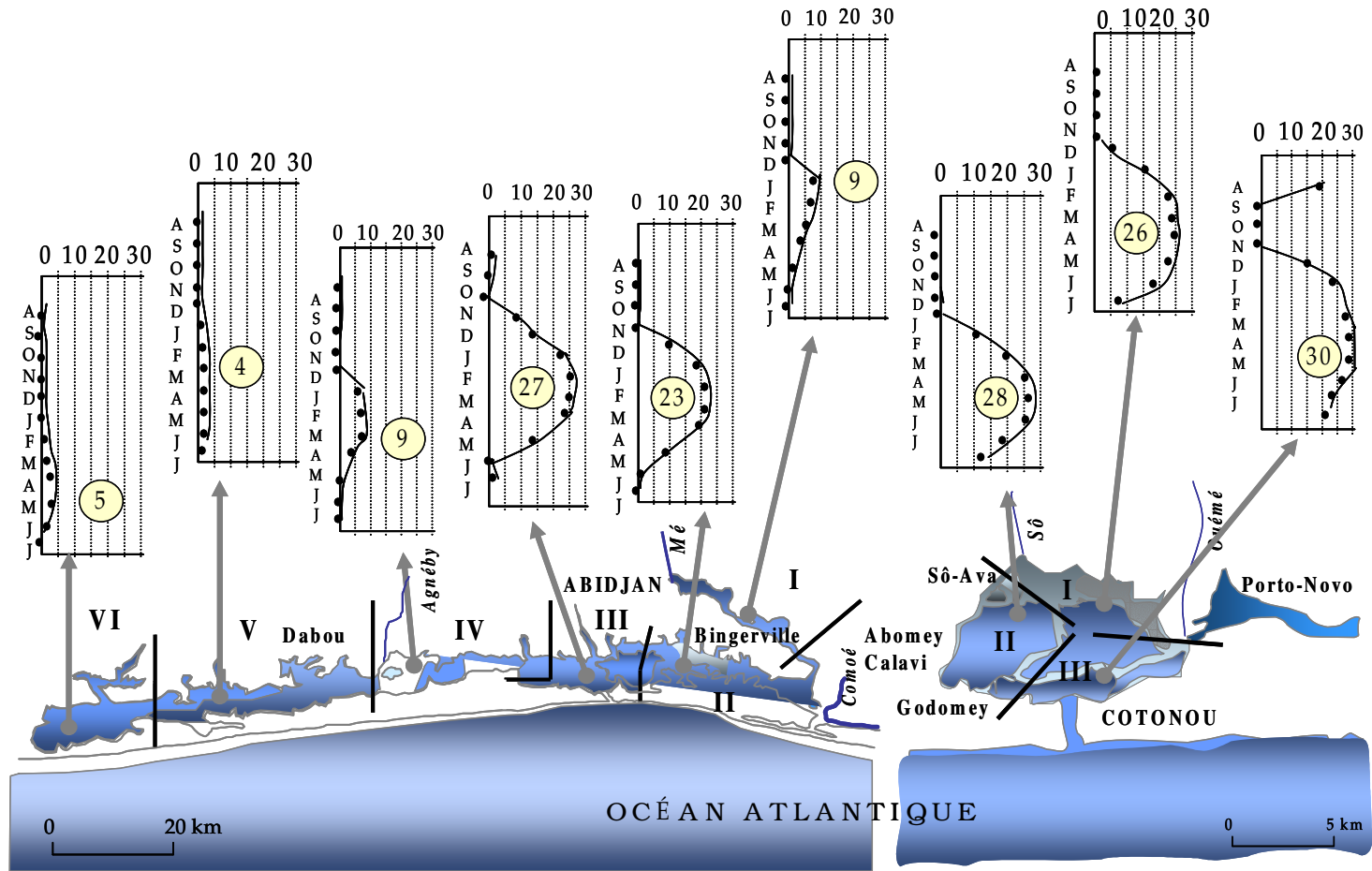


Figure 2.9. Variations saisonnières et spatiales de la salinité ( $g \cdot l^{-1}$ ) de l'eau dans la lagune Ébrié (gauche) et le lac Nokoué (droite) (Sources : Durand et Guiral 1994 ; Lalèyè *et. al.* 2003a).

Van Maren (1985) a indiqué que dans la basse vallée de la Gambie, la salinité varie entre 28,7 et 35,37 (Tableau 2.3). Nous observons dans la figure 2.8 que l'évolution spatiale de la salinité de l'eau en Gambie obéit à un gradient aval-amont normal, contrairement au Saloum (Barusseau *et al.* 1999). Zabi et Le Lœuff (1993) ont indiqué que dans le bas estuaire, le seuil minimum de salinité est de 5 à 10‰. Dans la zone « moyen estuaire » la salinité est inférieure ou égale à 1, pendant 2 à 3 mois puis augmente jusqu'à 15 à 20‰. Dans le haut estuaire, la salinité reste inférieure ou égale à 1 pendant plus de 7 mois et ne dépasse 12 que les mois de juin et juillet. Pendant la saison des pluies et les crues, les deux tiers au moins de la superficie de l'estuaire présentent des eaux douces ou très peu salées : moins de 18,0‰ (Albaret *et al.* 2004).

Les variations saisonnières de la salinité dans la lagune Ébrié sont fonction de l'éloignement du canal de Vridi comme indiqué sur la figure 2.9. Au lac Nokoué elles sont partout les mêmes, tant dans le temps que l'espace.

### 2.3.3. La turbidité

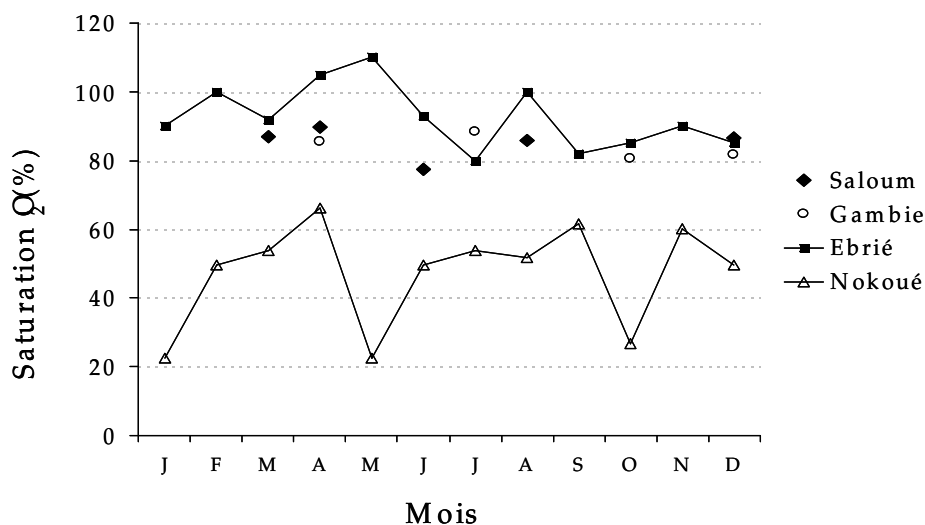
La turbidité est un des facteurs souvent avancés surtout pour expliquer la productivité et le fonctionnement trophique des MEL (Blaber et Blaber 1980 ; Cyrus et Blaber 1987a et b ; 1988 ; Domain 1999 ; Albaret *et al.* 2004). Wolansky *et al.* (1990) ont indiqué que les apports des courants continentaux et/ou côtiers ont pour conséquence d'accumuler les sédiments riches en matières organiques. Il a également été indiqué par Barusseau *et al.* (1999) qu'elle est fortement liée aux variations de la salinité dans les zones littorales et le long du courant estuarien. De telles conditions peuvent expliquer les turbidités moyennes élevées observées au Sine Saloum et en lagune Ébrié (Tableau 2.3). Même si le gradient de salinité de la Gambie est différent de celui de la Casamance et du Sine-Saloum, la turbidité de cet estuaire est extrêmement variable (L. Tito de Morais, IRD, comm. pers.).

### 2.3.4. L'oxygène dissous

Les variations spatio-temporelles de la saturation en oxygène des eaux dans l'estuaire du Saloum et de la Gambie sont difficiles à mettre en évidence du fait de l'impossibilité de collecter les informations sur de grandes surfaces à heure fixe. Nous n'avons à notre disposition que des données par trimestre (Figure 2.10).

En Gambie, la teneur en oxygène n'est pas un facteur limitant de la distribution des poissons, y compris lorsqu'elle est minimale, en Septembre pendant la crue (Albaret *et al.* 2004).

En lagune Ébrié, le maximum de saturation journalière est vers 10 heures mais pendant la saison des pluies, son niveau diminue remarquablement par l'introduction des apports d'eaux continentales et l'augmentation de turbidité qui diminue la production d'oxygène photosynthétique. Dufour (1994) a indiqué que l'oxygénation maximale de la surface de l'eau dans la partie estuarienne est atteinte en saison d'étiage.



**Figure 2.10.** Variations saisonnières du pourcentage de saturation en oxygène des eaux des quatre milieux. Établi d'après Berry *et al.* (1985), Dufour (1994), Lalèyè *et al.* (2003a) et Simier *et al.* (2003).

D'une façon générale, le Sine-Saloum, la Gambie et la lagune Ébrié présentent des taux d'oxygénation proche de la saturation. Il n'en n'est pas de même à Nokoué. Dans le lac Nokoué, les désoxygénations les plus importantes de la colonne de l'eau sont observées à l'extrême sud du lac et à la fin de la saison sèche et sont, de plus, concomitantes avec une augmentation de la salinité. La présence des « acadjas<sup>8</sup> » et l'abondante matière organique en décomposition jointe à la forte turbidité de l'eau, expliquent ce déficit permanent en oxygène (Tableau 2.3).

L'oxygène dissous est essentiel pour la respiration des organismes aquatiques et a donc une influence directe sur le fonctionnement biologique des MEL. La concentration en oxygène diminue à la faveur de la consommation par les organismes lorsque celle-ci n'est pas compensée par de nouveaux apports. Dans les MEL, ce déclin peut provenir de la consommation par les organismes benthiques, de la décomposition de la matière organique et de la présence en suspension d'éléments consommateurs d'oxygène ainsi que de l'arrivée d'eaux pauvres en oxygène. La présence de stratifications thermiques et salines peut empêcher les échanges d'oxygène entre les eaux de surface et celles du fond (Pearce et Schumann 2003). Ces conditions contribuent, de façon plus ou moins importante, aux déficits d'oxygène du lac Nokoué (Figure 2.10).

Le tableau 2.3 présente diverses composantes des paramètres physico-chimiques : profondeur, transparence, salinité, température de l'eau et saturation d'oxygène. Nous observons que la profondeur de l'eau est très variable, selon la saison, sauf au lac Nokoué où elle reste faible.

<sup>8</sup> Enclos artificiel, typique aux lacs de sud au Bénin, constitués de branchages destinés à favoriser le développement de nourriture pour les poissons, notamment les détritivores comme les Tilapias (Welcomme 1972 ; Vincke et Philippart 1984 ; Aglingo 1998 ; Lalèyè *et al.* 2003a).



**Tableau 2.3.** Paramètres physico-chimiques moyens avec leur valeur minimale et maximale (entre parenthèses) importants dans l'étude des quatre milieux considérés (d'après Lalèyè *et al.* 2003a ; Simier *et al.* 2003 ; 2004).

Système	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
Profondeur (m)	8,35 (2,25 – 13,05)	7,32 (5,0 – 12,23)	3,80 (1,3 – 10,2)	1,15 (0,9 -1,6)
Transparence (m)	2,31 (1,35 – 2,85)	0,65 (0,38 – 1,59)	1,40 (0,4 – 3,2)	0,60 (0,35 – 0,84)
Salinité en surface <sup>7</sup>	41,0 (34,9 – 74,0)	14,4 (1,5 – 32,4)	7,0 (1,15 – 19,4)	18,5 (0,3 – 31,4)
Salinité au fond <sup>7</sup>	42,2 (36,2 – 74,0)	15,3 (2,0 – 34,0)	9,8 (1,15 – 32,4)	20,3 (0,1 – 31,5)
Température en surface (°C)	26,4 (25,0 – 27,1)	27,8 (26,2 – 29,2)	28,5 (27,0 – 29,5)	29,2 (23,3 -30,3)
Température au fond (°C)	26,3 (25,0 – 26,8)	27,2 (26,0 – 27,9)	28,2 (27,1 – 29,9)	29,8 (25,3 – 33,1)
Oxygène en surface (% saturation)	90,0 (83,8 – 95,2)	75,4 (60,6 – 86,3)	63,3 (52,6 – 79,3)	45,6 (5,7 -92,6)
Oxygène au fond (% saturation)	80,3 (74,8 – 89,8)	71,2 (59,0 – 83,4)	44,8 (6,7 – 59,1)	36,36 (0,0 – 81,6)

La salinité est la plus élevée au Sine-Saloum mais son régime est fonction des changements climatiques comme dans les autres milieux considérés.

La température de l'eau est similaire au Sine-Saloum et en Gambie. Elle est un peu plus élevée en lagune Ébrié et au lac Nokoué, ou, surtout, ses variations saisonnières sont plus importantes (Tableau 2.3).

Les teneurs en oxygène semblent liées à la température. Elles sont sensiblement plus basses en lagune Ébrié et au lac Nokoué surtout au fond des eaux (Tableau 2.3).

## 2.4. Conclusions

Tout d'abord, il faut rappeler que ces quatre milieux sont en communication avec l'océan mais de façons différentes : grâce à un estuaire ouvert au Sine-Saloum et en Gambie et par l'intermédiaire d'un canal étroit en lagune Ébrié et au lac Nokoué. La productivité et la biodiversité des eaux marines littorales peuvent également avoir une influence sur ces écosystèmes. La production primaire varie le long de la côte mais elle est partout soumise à l'influence d'un important « upwelling » survenant en juillet et août, perceptible de la Mauritanie jusqu'à Cotonou, et des courants océaniques principalement le courant du Benguela et celui de Guinée. L'« upwelling » induit de façon saisonnière une production primaire accrue tant sur le plateau continental que dans les eaux plus profondes (Cury et Roy 1998 ; Cubillos *et al.* 2001).

La biodiversité piscicole varie du Sénégal au Congo notamment selon l'étendue, la profondeur et la nature du substrat du plateau continental ainsi que les déplacements saisonniers de la thermocline. Pour les seules familles des Lutjanidés, des Sciaenidés et des Sparidés, Longhurst et Pauly (1987) font état des stratifications quant à la distribution et au nombre d'espèces le long de la côte ouest africaine liées à ces différents paramètres.

De façon plus générale, Longhurst et Pauly (1987) mentionnent une augmentation de la biodiversité zoogéographique d'Est en Ouest au sein de l'Océan Atlantique. La biodiversité augmente également quand on s'approche de l'équateur. La composition des peuplements de poissons reste, plus au moins la même mais la productivité et l'importance dans la pêche dépendent toujours du recrutement annuel dans les différentes zones démersales (Cury et Roy 1998). Ceci peut influencer l'abondance et la composition des peuplements. Nous pouvons citer parmi plusieurs écosystèmes ayant donné lieu à ce type d'études : le Golfe du Mexique (Atlantique Ouest), le Golfe de Thaïlande, la Baie de San Miguel (Philippines), divers estuaires en Afrique de Sud et le Golfe Persique (Pauly 1985 ; Longhurst et Pauly 1987 ; Whitfield 1996 ; Cury et Roy 1998).

En raison de leur position géographique et de leurs caractéristiques morphologiques, ces milieux sont très spécifiques et difficilement comparables à d'autres écosystèmes saumâtres tropicaux. Nous y observons une large gamme des variations climatiques qui se traduisent de façon diverse dans ces écosystèmes. Parmi les différents facteurs physiques, la salinité joue un rôle important pour l'efficacité métabolique des espèces vivant et occupant ces habitats. Nous remarquons la forte modification de régime de salinité des eaux ces dernières années surtout dans le domaine septentrional. Les évolutions climatiques récentes influencent de multiples façons un écosystème. C'est ainsi le cas du Sine-Saloum, au Sénégal, où la sécheresse a fait reculer les limites tidales aussi bien que le front de salinité. Nous pouvons aussi comparer l'estuaire du Saloum avec la lagune côtière de Rio Lagartos à Yucatan (Mexique) qui présente également une hyper salinisation de l'eau qui provoque la diminution de la richesse spécifique de l'amont vers l'aval et la création d'assemblages piscicoles dominés par des espèces d'affinité marines et estuariennes (Simier *et al.* 2004 ; Vega-Cendejas et Hernández de Santillana 2004).

L'estuaire de la Gambie présente de l'aval vers l'amont trois zones clairement identifiées: la zone d'influence marine, la zone que l'on peut qualifier de saumâtre et la zone à forte influence continentale. Vu la configuration géographique de ce cours d'eau, la zone d'eau saumâtre se déplace en fait vers l'amont ou l'aval au rythme des saisons et des apports d'eau douce associés aux pluies du bassin de la Gambie. Ces pluies ont été depuis 30 ans légèrement déficitaires par rapport aux années antérieures.

La lagune Ébrié se présente de façon plus complexe. La forme de la lagune fait que l'influence saisonnière des eaux marines est ressentie de façon très variable selon les zones, dont certaines sont en revanche très tributaires, dans leur écologie, des apports d'eau douce saisonniers. Les eaux marines y pénètrent périodiquement par un canal (Vridi) étroit dans un secteur (secteur III, Figure 2.9 gauche) fortement influencé par des pollutions d'origine anthropique. Il en est de même au lac Nokoué où les eaux marines entrent par le canal de Cotonou et influencent fortement la salinité de la partie sud du lac (Figure 2.9, droite). La

partie aval de l'estuaire de la Gambie, tout comme les lagunes Ébrié et Nokoué, est directement influencée par les eaux marines mais probablement aussi contaminée par les pollutions anthropiques venues de Banjul.

Le lac Nokoué rappelle la lagune Negombo (Sri Lanka) où l'aquaculture est pratiquée intensivement dans un milieu soumis par ailleurs une forte influence d'origine anthropique (Wijeyaratne et Costa 1987) et la lagune Sakumo II (Ghana) où l'espèce *Sarotherodon melanotheron* présente une abondance très élevée parmi les autres espèces de poissons (Pauly 2002).

D'une façon générale, ces quatre écosystèmes sont très différents par les conditions hydrologiques qui définissent la superficie sous eau, la variété des habitats, les apports saisonniers d'éléments minéraux et, en conséquence, contribuent à la structuration des communautés d'êtres vivants aquatiques ainsi qu'à leur abondance et production écologique.



### L'ACQUISITION DES CONNAISSANCES SUR LES POISSONS

#### 3.1. Sources de données

La majeure partie de données utilisées pour la lagune Ébrié, le fleuve Gambie et le Sine-Saloum proviennent de bases de données constituées par les chercheurs de l'IRD à Dakar (Sénégal) ces dernières années à partir d'échantillons issus des captures des pêches collectives ou artisanales mais résultant aussi de pêches expérimentales pratiquées par les chercheurs de l'IRD eux-mêmes depuis 25 ans. Dans le cas du lac Nokoué, la base de données a été constituée, en partie par nos soins, à la faveur d'un projet de recherche spécifique, « Contribution à la connaissance du fonctionnement trophique d'une lagune Ouest Africaine » exécuté de 2000 à 2003.

##### 3.1.1. Échantillons issus des pêches expérimentales

Les bases de données issues des pêches expérimentales (Simier *et al.* 2003) ont été analysées pour la détermination de l'abondance et de la richesse spécifique des milieux considérés. Le choix des stations d'échantillonnage et de type d'engin de pêche (voir ci-dessous) était destiné à obtenir la meilleure représentation possible des écosystèmes considérés. Les nombres de stations sont de 20 dans les trois bras de l'estuaire du Sine Saloum (Figure 3.1), 42 dans la rivière Gambie (Figure 3.2), 57 dans la lagune Ébrié (Figure 3.3) et 3 sur le lac Nokoué (Figure 3.4).

Deux types d'inventaires de poissons ont été pratiqués lors des pêches expérimentales.

- *Inventaires à la senne tournante coulissante* (Sine-Saloum, Gambie, Ébrié) : La senne tournante utilisée avait une longueur de 250 m, une chute de 20 m (supérieure aux profondeurs enregistrées à toutes les stations), des mailles de 14 mm de côté. Il s'agit de filets de type « tressnet » sans nœuds et lestés (en moyenne 500 g.m<sup>-1</sup>). Cette dernière caractéristique a pour effet d'augmenter la vitesse de chute de l'engin réduisant ainsi 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 ;
- *Inventaires aux filets maillants* (Nokoué) : Dans le lac Nokoué la présence des « acadjas » oblige à employer un engin de pêche fixe comme les filets maillants. Les filets employés possèdent des mailles de 15, 20, 30, 40, 50, mm étirés. Ces filets ont été tendus dans la journée, perpendiculairement au rivage, les petites mailles près du bord et les plus grandes plus au large. Chaque fois que cela a été possible, les filets ont été tendus à 2 niveaux différents : près de la surface et au fond. Nous avons nous même participé à certains de ces échantillonnages qui ont permis d'approcher la composition du peuplement piscicole et ses variations dans le temps et l'espace.



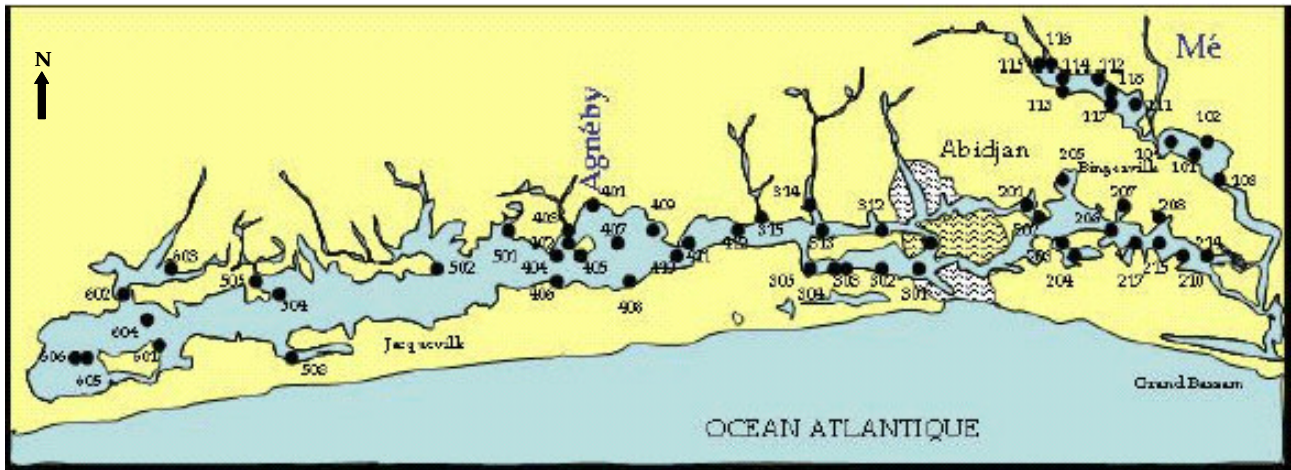


Figure 3.3. Stations d'étude dans la lagune Ébrié au cours des campagnes effectuées en 1980-1981.

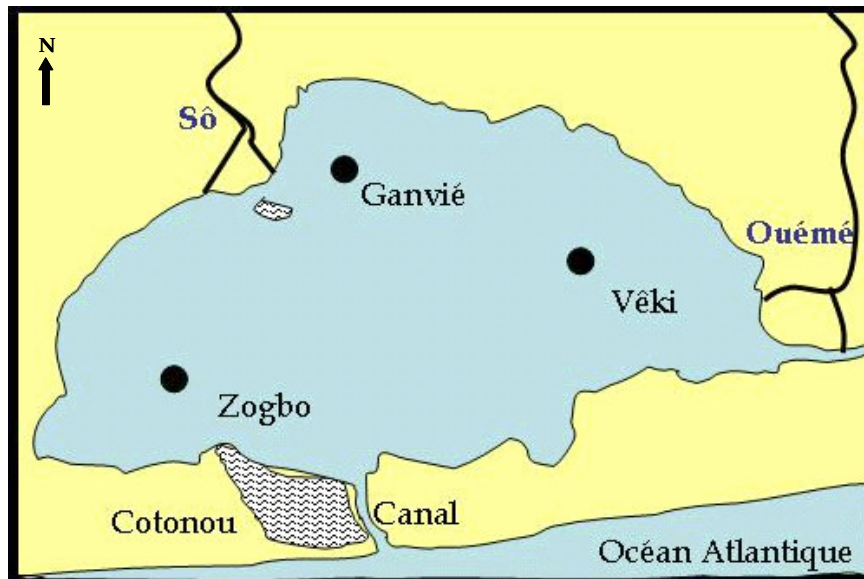


Figure 3.4. Stations d'échantillonnage dans le lac Nokoué au cours de campagnes effectuées en 2000 et 2001.

À chaque opération de pêche, une détermination des espèces a été effectuée afin de trier les captures et connaître l'importance relative des différentes espèces dans les échantillons. Puis, pour chaque espèce, le poids et le nombre total d'individus ont été calculés. Les espèces ont été regroupées en catégories écologiques selon des critères physiologiques (i.e. euryhalinité), biologiques et écologiques (Albaret 1994). Chaque espèce est désignée par un code mnémorique de trois lettres (Annexe I).

### 3.1.2. Échantillons issus des pêches artisanales

Il s'agit d'échantillons récoltés auprès des pêcheurs. Lors du débarquement, des mesures de longueur de leurs prises sur les espèces principales ont été faites pour un examen ultérieur des structures de tailles. Les données obtenues à partir des pêches artisanales pour l'estuaire de la Gambie et de la lagune Ébrié (Écoutin 1992) ont été utilisées pour la détermination des paramètres démographiques des poissons considérés. Toutes, sauf celles concernant l'estuaire du Sine-Saloum et de lac Nokoué, ont été intégrées et disponibles dans une base des données pour la pêche artisanale (Ndiaye *et al.* 2003). Pour l'estuaire du Sine-Saloum et le lac Nokoué, nous ne disposons pas des données des pêches collectives ou artisanales et nous avons utilisé des données provenant des pêches expérimentales (Niyonkuru 2001 ; Simier *et al.* 2003).

### 3.2. Étude statistique des données pêches expérimentales concernant les peuplements de poissons

Les données expérimentales utilisées pour cette étude proviennent de programmes de recherches sur les peuplements de poissons des estuaires et lagunes de l'Ouest Africain. Il s'agit des données recensées de l'Est vers l'Ouest :

- du système estuarien du Sine-Saloum au Sénégal étudié entre 1992 à 1993 (Diouf 1996) ;
- du système estuarien de la Gambie dont l'étude a été réalisée de 2000 à 2002 (Albaret *et al.* 2004) ;
- la lagune Ébrié en Côte d'Ivoire sur l'étude réalisée entre 1980 et 1981 (Albaret 1994) ;
- et enfin, le lac Nokoué au Bénin sur l'étude réalisée entre 2000 et 2001 (Niyonkuru 2001 ; Lalèyè *et al.* 2003a).

Le tableau 3.1 présente l'ensemble de l'information ainsi obtenue. Dans chaque écosystème, les stations considérées ont été choisies pour leur représentativité du milieu et pour leur accessibilité en toute saison. Ce sont également celles pour lesquelles les paramètres du milieu étaient disponibles. En effet, les bases de données sur les pêches ont été complétées par des mesures des paramètres physico-chimiques à chaque station. Les données physico-chimiques concernent 8 variables : profondeur (m), transparence ou turbidité (m), température à la surface et au fond (°C), salinité en surface et au fond et oxygène dissous en surface et au fond (Lalèyè *et al.* 2003a ; Simier *et al.* 2003).



**Tableau 3.1.** Nombre de stations retenues, familles et espèces observées, nombres d'individus mesurés et pesés par écosystème (d'après Diouf 1996 ; Niyonkuru 2001 ; Lalèye *et al.* 2003a ; Simier *et al.* 2003).

Écosystème	Années	Nombre			
		de stations	de familles	d'espèces	d'individus
Sine-Saloum	1992-1993	18	43	83	112 645
Gambie	2001-2002	44	32	68	49 934
Lagune Ébrié	1980-1981	56	41	81	194 102
Lac Nokoué	2000-2001	3	33	51	6 034

Il faut noter que les données sur les poissons comme celles sur les milieux ont été collecté de façon régulière à toutes les saisons, ceci pour éviter un éventuel effet de la saison sur la présence « moyenne » sur l'année des différentes espèces et sur la représentativité des séries d'échantillons. À l'examen de ces bases de données, nous nous sommes immédiatement demandé si elles traduisaient en elles-mêmes un déséquilibre dans la composition des peuplements qui pourrait provenir de causes anthropiques et être également identifiées lors de la mise en œuvre d'Ecopath évoquée plus loin. Pour cela, il est apparu nécessaire d'étudier les relations entre les facteurs du milieu et la composition du peuplement y compris dans ses variations saisonnières et spatiales. Nous étions consciente de faite que la méthode d'échantillonnage différente au lac Nokoué et dans les autres milieux a pu influencer, en partie, les résultats notamment pour l'étude des structures démographiques. C'est pourquoi nous avons simultanément observé la composition globale des captures des pêcheurs et ses variations sur l'année pour nous assurer que la méthode d'échantillonnage permettait d'obtenir une représentation peu biaisée de la structure des peuplements.

### 3.2.1. Analyses multivariées

Nous avons appliqué des méthodes multivariées (analyse factorielle, classification hiérarchique, analyse de régression multiple et réseaux de neurones artificiels) pour étudier les peuplements des poissons, ceci pour faciliter l'identification des patrons de composition et de distribution (Lyons 1996). Chaque fois que possible, des approches analytiques multiples ont été conduites pour déterminer statistiquement la relation entre la richesse spécifique et les paramètres physico-chimiques qui influencent les conditions locales dans chaque milieu (Angermeier et Winston 1998).

#### 3.2.1.1. L'analyse factorielle et l'analyse de régression multiple

Avant de pratiquer l'analyse factorielle, les données ont été transformées en leur logarithme naturel pour assurer une distribution normale et standardisée en vue d'obtenir une distribution centrée (moyenne 0 et écart type 1). Les données ont été arrangées en forme de matrice, avec les lignes représentant les sites d'échantillonnage et les colonnes les variables à étudier (c.-à-d. les espèces et les variables physico-chimiques).

L'analyse factorielle (Lawley et Maxwell 1971) a été utilisée pour expliquer la relation entre plusieurs variables corrélées (i.e. physico-chimiques et espèces de poissons) et difficiles à interpréter. Manly (1995) a indiqué les trois étapes à suivre : évaluer le poids de chaque facteur

(« factor loading ») à partir d'une matrice de corrélation, effectuer une rotation orthogonale « varimax » pour la normalisation des poids des facteurs et le calcul des performances (« scores ») des facteurs. Cette analyse, qui permet d'éliminer la multicollinéarité entre variables (c.-à-d. une corrélation importante), a été effectuée au moyen des composants principaux, puis par une rotation de type « varimax » et enfin une normalisation dite de Kaiser (1958). Ceci est nécessaire pour faciliter l'interprétation des nouvelles variables indépendantes ainsi obtenues et présentant des variances similaires. Le nombre de facteurs est choisi selon la valeur propre ou « eigenvalue », qui doit être égale ou supérieure à l'unité (Legendre et Legendre 1998 ; Legendre et Anderson 1999).

Les scores ainsi obtenus ont été employés comme variables explicatives de la richesse spécifique (en fait son logarithme naturel) lors d'une analyse par régression multiple pas-à-pas. Cette dernière était destinée à identifier les facteurs physico-chimiques significatifs qui pourraient expliquer la richesse spécifique. Cette dernière analyse n'a pu être pratiquée que sur la Gambie et la lagune Ébrié. Toutes ces analyses ont été exécutées à l'aide de MS-Excel<sup>®</sup> et de SPSS pour Windows<sup>®</sup>.

### 3.2.1.2. La classification hiérarchique

Cette analyse est employée sur des algorithmes d'« U-matrix » obtenus de l'analyse avec les réseaux de neurones exposé ci-dessus. Les résultats ainsi obtenus ont été ensuite analysés avec l'analyse de hiérarchisation selon la méthode de Ward (1963) couplée avec la distance euclidienne de Chebychev (Diday 1974 ; Michalski *et al.* 1981).

### 3.2.2. Réseaux de neurones artificiels

Pour toutes les stations dans les quatre milieux considérés, une matrice de présence-absence a été établie à partir des données des pêches expérimentales selon les indications de Hughes *et al.* (1997) pour éviter des biais pouvant survenir en considérant seulement les mesures d'abondance. En effet, selon Angermeier et Smogor (1995), ces dernières reflètent en partie l'influence de l'intensité de l'effort de pêche. Les données spatiales et temporelles de cette matrice ont été standardisées selon Jackson *et al.* (2001b). L'occurrence a été mesurée et est exprimée comme la proportion des échantillons dans lesquels l'espèce étudiée a figuré. Après la standardisation des données, les paramètres ont été intégrés et les différentes analyses ont été effectuées en utilisant les logiciels « SOM toolbox » (Alhoniemi *et al.* 2000) sous MATLAB (Mathworks 1999) et SSPS (1999).

Les matrices de présence-absence ont été étudiées à l'aide de réseaux de neurones artificiels qui tiennent compte de ce que, dans la plupart des processus biologiques, les relations entre les variables sont très rarement de type linéaire (Lek *et al.* 1996 ; 2000). Les modèles non linéaires multivariés tels que les réseaux de neurones artificiels ont d'ailleurs démontré leur utilité dans des domaines divers liés à l'environnement : prise de décision, identification des modèles, apprentissage, classification, généralisation, abstraction, et interprétation des données manquantes ou confuses (Lek *et al.* 1996 ; Lein 1997 ; Lek *et al.* 2000 ; Olden & Jackson 2002a ; b). Parmi ces applications, nous pouvons mentionner les estimations des abondances ou de la présence de poissons réalisées pour des systèmes lotiques (Guégan *et al.* 1998 ; Brosse *et al.* 2001a et b ; Aguilar Ibarra 2004) et lentiques (Brosse *et al.* 1999 ; Laë *et al.* 1999 ; Olden et Jackson 2002b).

Il existe plusieurs types des réseaux de neurones artificiels mais, pour les analyses écologiques, les plus fréquents sont de deux types : supervisés et non supervisés. Un exemple de réseau de neurones artificiels supervisé est le réseau de rétro-propagation (« back-propagation network ») utilisé pour dérouler les modèles prédictifs (e. g. Clair et Ehrman 1998 ; Gevrey *et al.* 2004), tandis qu'un réseau non supervisé est employé dans la mise en œuvre de la carte auto-organisatrice de Kohonen (« Kohonen's self-organising map » ou SOM) (Lek et Guégan 2000). Dans notre cas, nous n'avons utilisé que ce dernier type.

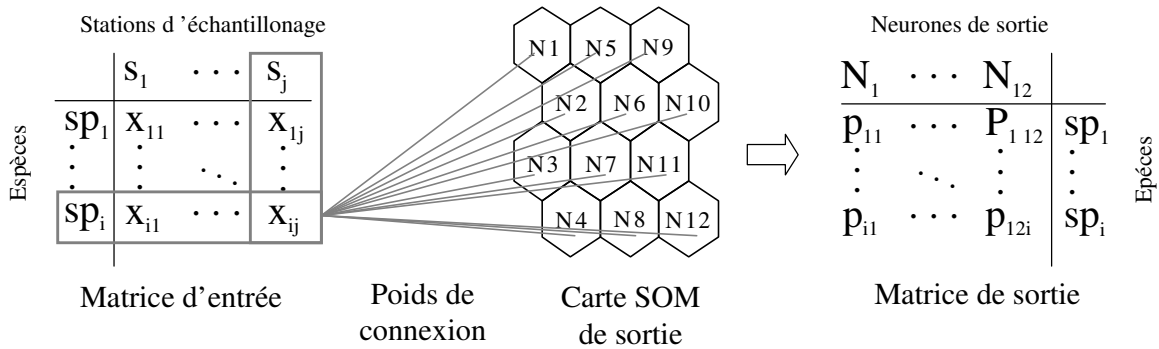
### 3.2.2.1. La carte auto- organisatrice de Kohonen (SOM)

Pour les 4 milieux étudiés, nous avons établi une carte auto organisatrice de Kohonen (SOM). Celle-ci permet d'effectuer une classification non linéaire capable de montrer des patrons simplifiés, et d'identifier des groupes semblables à partir des bases de données complexes (Kohonen 1982 ; 1995 ; 2001). Cette méthode a déjà prouvé son efficacité dans l'analyse écologique (Lek et Guégan 2000). Elle a, en outre, l'avantage de représenter visuellement des relations non linéaires (Lek *et al.* 2000 ; Park *et al.* 2003). Les autres méthodes conventionnelles ne peuvent pas traiter aussi facilement des données extrêmes (grande abondance ou, au contraire, extrême rareté) souvent contenues dans les bases de données écologiques (Brosse *et al.* 2001a ; Giraudel et Lek 2001).

La SOM se compose habituellement de deux couches de neurones. La couche d'entrée est la matrice de présence-absence elle-même. Cette dernière est directement reliée à une couche bidimensionnelle de sortie dite carte de Kohonen, composée de neurones artificiels de sortie ou nœuds (Figure 3.5). La SOM estime les intensités de connexion (c.-à-d. les poids) entre les couches d'entrée et de sortie en utilisant un procédé concurrentiel non supervisé décrit par Kohonen (2001). Celui-ci recherche itérativement des similarités parmi les données observées et les représente dans la carte de sortie. La SOM peut « apprendre » en utilisant divers nombres de neurones de sortie pour trouver une taille appropriée, facile à interpréter et avec une erreur faible d'« apprentissage ». Le nombre de nœuds est choisi à la suite d'un calcul de l'erreur topographique qui est un indicateur de la façon dont la carte est préservée (Alhoniemi *et al.* 2000). Cette erreur topographique doit être inférieure à 1 (Park *et al.* 2003). Enfin, la SOM produit une matrice de sortie avec les valeurs finales des poids, où les neurones de sortie se trouvent en lignes et les espèces en colonnes (Figure 3.5).

L'analyse de SOM a été utilisée pour établir une liaison entre les « unités d'entrées », dans notre cas les espèces de poissons, avec les « unités de sortie associées » pour les simplifier et caractériser les attributs biologiques (poissons) et écologiques (richesse spécifique) de chaque milieu puis des quatre milieux regroupés, ceci afin d'obtenir une représentation visuelle des variations spatiales et/ou biologiques. Cette analyse permet aussi de vérifier la probabilité des espèces de se rencontrer et la possibilité de leur présence dans le bol alimentaire de leurs prédateurs pour l'analyse avec Ecopath.

Une fois que la carte organisatrice est établie, il peut être difficile de distinguer les frontières entre différents sous ensembles. La classification hiérarchique est alors utilisée pour créer une représentation sous forme d'arbres ou dendrogrammes qui donnent les nombres de



**Figure 3.5.** Schéma simplifié de la carte auto-organisatrice (SOM). La matrice ou couche d'entrée contient les données de présence-absence (c-à-d.  $x_{ij}$ ) pour chaque observation (c.-à-d. station d'échantillonnage,  $s_j$ ). Une fois que la SOM a trouvé les poids de connexion (c.-à-d.  $p_{ij}$ ) en erreur minimale d'apprentissage, on obtient la carte et la matrice de sortie (d'après Aguilar Ibarra 2004).

répartitions par classe existant dans la population étudiée (Lebart *et al.* 1995 ; Clarke et Warwick 1994). Ceci permet de grouper les unités de la carte en différents sous ensembles selon le vecteur poids des neurones de sortie. Nous avons utilisé la technique de Ward (1963) que est une méthode d'agrégation selon la variance couplée avec la métrique de distance Chevycheb (Diday 1974 ; Michalski *et al.* 1981). La moyenne des vecteurs poids des neurones de sorties est ensuite calculée pour chaque sous-ensemble pour prédire la probabilité d'occurrence des espèces.

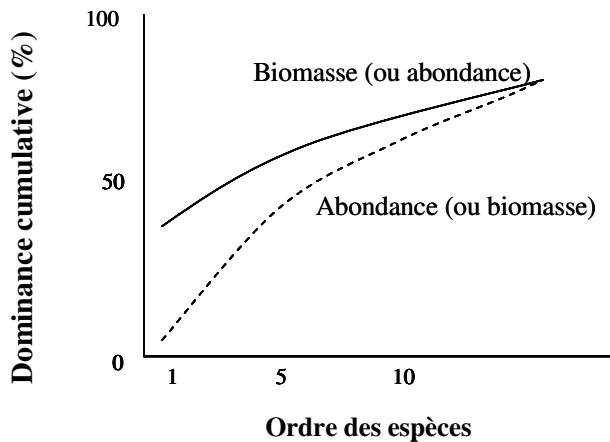
Malgré leur bonne performance dans la modélisation des peuplements de poissons (Olden et Jackson 2002), les réseaux de neurones artificiels présentent quelques inconvénients. Tout d'abord, ils ont besoin de grandes bases de données pour produire des résultats fiables. Ensuite, une base de données indépendante et destinée à valider les modèles est indispensable. Ces deux conditions sont difficiles à remplir en écologie en raison des difficultés matérielles des études de terrain. Enfin, le grand nombre de paramètres à estimer peut rendre les réseaux de neurones artificiels très instables. S'agissant d'une méthode relativement nouvelle pour l'écologie, elle a été l'objet d'améliorations simultanées à son utilisation, notamment par Özesmi et Özesmi (1999), Olden et Jackson (2002b), Gevrey *et al.* (2003 ; 2004) et Park *et al.* (2003). Tout comme les autres méthodes, les réseaux de neurones artificiels ne sont pas actuellement toujours capables de prévoir les réponses des peuplements de poissons à l'anthropisation. Les efforts de modélisation doivent donc être poursuivis.

### 3.2.3. Indices de stress écologique

Nous avons également employé les bases de données expérimentales pour étudier l'indice de différence de surface en pourcentage (DAP) et la proportion d'équitabilité de Shannon-Weiner (SEP) pour comparer de façon objective les données sur l'équitabilité de la biomasse et de l'abondance (McManus et Pauly 1990). Ces sont les indices dérivés de l'indice de comparaison d'abondance-biomasse (ABC). L'ABC est initialement utilisé par Warwick (1986), Warwick *et al.* (1987) puis par Meire et Dereu (1990) au sujet des macro invertébrés benthiques pour mettre en évidence les caractéristiques de ces assemblages pouvant provenir d'un stress (pollution) subi par l'écosystème. Coeck *et al.* (1993), tout comme Penczak & Kruk (1999), ont utilisé la même méthode sur des poissons de rivières. Cet indice se calcule comme la moyenne de la différence entre les proportions cumulées en terme de biomasse et d'abondance :

$$\text{Indice d'ABC} = \frac{B_i - A_i}{N} \quad (1)$$

où  $B_i$  est la proportion en biomasse ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) de l'espèce  $i$  (rangée par ordre décroissant de proportion),  $A_i$  est la proportion en abondance (nombre d'individus) de l'espèce  $i$  (rangée par ordre décroissant de proportion) et  $N$  est le nombre total d'espèces observées. L'indice est négatif dans un milieu fortement stressé, proche de zéro si le milieu est en équilibre ou modérément stressé et positif dans un milieu non stressé.



**Figure 3.6.** Courbe schématique de dominance  $k$  pour les biomasses et abondances d'espèces. Le niveau de stress est bas si la courbe de biomasse est au-dessus et modéré si les deux courbes sont superposées (d'après Warwick 1986 ; McManus et Pauly 1990).

Warwick (1986) a proposé de représenter graphiquement cette approche sous la forme de deux courbes telles que schématisées sur la figure 3.6. Le pourcentage cumulé en abondance et en biomasse figure en ordonnée et le rang considéré en abscisse (avec une échelle logarithmique). En cas d'équilibre les deux courbes « abondance » et « biomasse » se superposent. Leur éloignement traduisant un stress (Lamshead *et al.* 1983 ; Warwick 1986 ; Warwick *et al.* 1987 ; Clarke et Warwick 1994).

McManus et Pauly (1990) ont testé cette méthode et ont élaboré un autre indice appelé dans la suite DAP. Ils ont proposé de caractériser de façon objective, par un nombre, la zone située entre 2 courbes. Il est alors possible de suivre les variations de ce nombre dans le temps et l'espace et donc de diagnostiquer des variations de l'état du milieu : dégradation ou amélioration.

Chaque point d'une courbe est traité comme une variable discrète connectée au point suivant par un segment de droite et l'on obtient de proche en proche une forme d'ogive. Il est possible de calculer la différence de surface entre les deux ogives. Cette différence DAP est alors exprimée comme une proportion de la surface totale du graphique lorsqu'on la divise par le log du nombre total d'espèces. Ainsi dans le cas de la figure 3.6 :

$$\text{Aire biomasse} = \sum_{i=1}^{S-1} [C_i + (0,5 * Y_{i+1})] * [\ln(i+1) - \ln i], \quad (2)$$

$S$  est le nombre total d'espèce ;  $C_i$  est la biomasse cumulée ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) jusqu'à l'espèce de range  $i$ .  $Y_i$  est la biomasse de l'espèce  $i+1$ . L'aire d'abondance se calcule de la même façon. Et finalement :

$$DAP = (Aire\ Abondance - Aire\ Biomasse) / \ln s \quad (3)$$

L'indice DAP est compris entre -1 et +1. Les valeurs élevées indiquant des conditions de stress.

En considérant les deux courbes de Warwick (1986), McManus et Pauly (1990) ont proposé d'introduire un paramètre que nous appellerons « Shannon equitability parameter » (SEP) pour estimer la proportion des diversités en abondance et biomasse qui s'écrit de 2 façons :

$$SEP = E\ biomasse / E\ nombres \quad (4)$$

ou encore

$$SEP = H' biomasse / H' nombres \quad (5)$$

car le nombre d'espèces dans un échantillon est le même que l'on considère les abondances ou les biomasses. L'influence d'une sous-estimation du nombre d'espèces sur cet indice est moindre que celle encourue avec l'indice de Shannon-Weiner<sup>9</sup> ( $H'$ ) de Pielou (1977).

Pour le calcul de cet indice, les abondances sont traitées comme les biomasses et il est possible de comparer des indices de diversité et d'équitabilité calculés avec des abondances et/ou des biomasses. Il existe une corrélation très étroite, bien montrée par McManus et Pauly (1990) entre  $DAP$  et  $\log_e SEP$ .

### 3.3. L'approche des relations trophiques: le modèle et le logiciel Ecopath

#### 3.3.1. Concepts de base

L'outil méthodologique de base des recherches sur les relations trophiques proposé ici sont le modèle et le logiciel associé Ecopath originellement dus à Polovina (1984) mais très largement développé depuis par Villy Christensen et Daniel Pauly (voir par exemple Christensen et Pauly 1993) et, depuis 1997 par les mêmes auteurs en collaboration avec Carl Walters (Walters *et al.* 1997 ; 1999 ; 2000). Les communautés présentes dans l'écosystème sont réparties en compartiments (ou groupes) ayant des caractéristiques biologiques communes (démographie, régime alimentaire, distribution spatiale).

<sup>9</sup> L'indice le plus utilisé pour calculer la régularité  $E$  (on parle d'équitabilité) de la biodiversité spécifique s'exprime de la manière suivante :

$$E = H' / \log s,$$

où

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log P_i$$

avec

$$P_i = X_i / N$$

Dans ces équations,  $S$  est le nombre d'espèces de l'assemblage considéré,  $P_i$  est la proportion de l'effectif de l'espèce  $i$  dans l'assemblage.  $H'$  est une quantité positive prenant une valeur nulle lorsqu'une seule espèce est présente et une valeur maximale ( $H'_{\max} = \log S$ ) lorsque toutes les espèces ont la même abondance. L'équitabilité (ou régularité) d'un assemblage multispécifique est le rapport entre cette quantité  $H'$  et le logarithme de la richesse spécifique.  $X_i$  est l'abondance de l'espèce  $i$  et  $N$  est le nombre total d'individus présents dans l'échantillon toutes espèces confondues.

L'équation de base, qui s'applique alors à chaque compartiment du modèle, est la suivante (Polovina 1984 ; Christensen et Pauly 1992) :

$$B_i * P/B_i * EE_i = \sum B_j * Q/B_j * DC_{ij} + Y_i \quad (6)$$

Cette équation signifie que la biomasse d'un certain compartiment  $i$ , multipliée par son rapport production sur biomasse ( $P/B$ ) et par un facteur appelé rendement écotrophique ( $EE$ ), est égal à la somme « sigma » des biomasses consommées par tous les prédateurs  $j$  de ce compartiment  $i$  multipliée par la consommation relative de nourriture ( $Q/B$ ) du prédateur  $j$  et par la fraction que le compartiment  $i$  constitue dans le régime alimentaire de ce même prédateur  $j$ . A ceci s'ajoute, éventuellement, la production exploitée ( $Y_i$ ). Cette équation n'est vraie que s'il y a équilibre ; ceci est l'hypothèse de départ (voir aussi le site Web <http://www.ecopath.org/> pour une description plus détaillée). Comme suggéré par les promoteurs d'Ecopath, les unités adoptées au cours de la présente étude sont les  $t \cdot km^{-2}$  et  $t \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$  (Christensen *et al.* 2000).

La première étape de la mise en œuvre d'Ecopath est l'identification des groupes que l'on considère comme important pour le fonctionnement trophique de l'écosystème. Le groupement des espèces a été effectué selon les indications de Yodzis et Winemiller (1999), de Christensen *et al.* (2000) et de Christensen et Walters (2004). Un compartiment, dans un milieu pauvre en espèces, peut être réduit à une seule espèce (abondante dans l'écosystème ou dans les captures, ou jugée très importante du point de vue écologique). Dans un milieu à forte biodiversité nous avons regroupé plusieurs espèces dans un même compartiment en recherchant une certaine homogénéité pour établir ce compartiment. En effet, il faut que les populations le composant présentent des caractéristiques très similaires entre elles (taille adulte, alimentation, paramètres de mortalité, habitat). Ces populations doivent être caractérisées par une même « trophodynamique » (Yodzis et Winemiller 1999).

À ce stade de notre questionnement, les données à caractère essentiellement qualitatif issues d'entretiens et conversations avec de nombreux spécialistes se sont révélées primordiales pour comprendre le fonctionnement des assemblages biologiques de chaque milieu. La démarche ainsi adoptée consiste à comprendre les particularités des organismes biologiques pour dégager un certain nombre de constantes qui ont permis de définir l'organisation des différents groupes et d'identifier l'espèce clef représentant au mieux le groupe considéré.

Dans tous les milieux étudiés ici, l'utilisation de données directement issue des observations de terrain a été privilégiée. Il faut aussi mentionner la contribution souvent déterminante des échanges d'informations avec des spécialistes de différents groupes. En outre les informations bibliographiques ainsi que les données disponibles dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004) ont été utilisées dans de rares cas pour compléter les informations nécessaires.

### 3.3.2. L'entrée des valeurs des paramètres de base

#### 3.3.2.1. La démographie des populations : l'évaluation du rapport $P/B$

Les données ont été préparées et analysées en utilisant le logiciel FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002) selon les indications de ces auteurs. Nous avons considéré 27 espèces avec 3 834 424 individus recensés en utilisant une senne de plage provenant de la pêche collective pour Ébrié entre 1980-1981 (Écoutin 1992) et 45 espèces avec 28 841 individus de la pêche artisanale pour l'estuaire de Gambie entre 2001-2002 (Ndiaye *et al.* 2003).

En Gambie, les données concernent des espèces capturées en utilisant différents engins mais nous avons considéré préférentiellement les captures aux filets maillants et par le filet de crevettes « killi<sup>10</sup> » lorsque les données de pêches aux filets maillants étaient insuffisantes. De façon générale, la pêche collective ou artisanale a été utilisée préférentiellement aux données de pêches expérimentales car l'intervalle de tailles était plus large et les individus sont plus nombreux par espèces. Dans le cas où les bases ne contenaient pas des échantillons suffisants, nous avons employé les données des pêches expérimentales comme sources complémentaires d'information. Cela a été le cas pour certaines espèces considérées dans la lagune Ébrié et Gambie. Pour le Sine-Saloum et le lac Nokoué, nous ne disposons pas des données collectives et nous avons utilisé les données de pêches expérimentales évoquées plus haut. En outre, nous avons participé à la collecte d'échantillons de terrain tant auprès des pêcheurs que pendant les campagnes d'échantillonnage sur le lac Nokoué (Niyonkuru *et al.* 2003).

Allen (1971) a démontré qu'en situation d'équilibre, quand la croissance peut être représentée par l'équation de von Bertalanffy (1938) et lorsque la diminution d'effectif d'une cohorte avec l'âge est décrite par une courbe exponentielle négative, le rapport Production/Biomasse ( $P/B$ ) est égal à la mortalité totale  $Z$  telle que la définissent les biologistes des pêches. Ces derniers utilisent pratiquement tous la courbe de von Bertalanffy en longueur, comme en poids, pour représenter la croissance des poissons (Moreau 1987 ; de Merona *et al.* 1988). Nous avons mesuré la mortalité totale à l'aide du logiciel FISAT (Gayanilo *et al.* 2002) qui emploie pour cela des distributions de fréquences de tailles à condition de connaître les paramètres de croissance qui ont été eux-mêmes déterminés à l'aide de ce même logiciel. En résumé, ce dernier identifie la progression de modes dans une série d'échantillons et l'ajuste du mieux possible à l'équation de croissance de von Bertalanffy<sup>11</sup>.

Il a été alors possible de calculer le coefficient instantané de mortalité totale apparente  $Z$  qui obéit à la relation habituelle :

$$N_{t+1} = N_t e^{-Z*(t_{+1}-t_1)} \quad (7)$$

<sup>10</sup> Ce filet à poche est le seul engin utilisé dans le Sine-Saloum où les courants sont faibles. Il a une ouverture de 4 m sur 1 m et une ouverture de maille de 16 mm et est tiré par deux hommes (Bouso 1991 ; 1994 ; 1996)..

<sup>11</sup> L'équation de von Bertalanffy est exprimée ainsi  $l_t = L_\infty [1 - e^{-K(t-t_0)}]$  où  $l_t$  = Longueur à l'âge  $t$  ;  $L_\infty$  = longueur asymptotique de la population en admettant que les poissons continuent de grossir indéfiniment ;  $K$  = le coefficient de croissance et  $t_0$  = l'âge à la taille zéro c'est-à-dire l'abscisse du point d'intersection de la courbe avec l'axe des âges (Moreau 1987)..



par la méthode des courbes de captures selon les longueurs (Pauly 1983). Cette méthode est une transposition de la méthode des courbes de capture par âge (Ricker 1975) et elle permet l'utilisation directe des histogrammes de fréquence de tailles dans l'évaluation de la mortalité  $Z$ .

La mortalité naturelle  $M$  a été calculée par la méthode de Pauly (1980) qui repose sur les relations entre  $M$ ,  $K$ ,  $L_{\infty}$  et la température du milieu, ou

$$\log M = a + b \log W + c \log k + d \log T \text{ (log décimaux)} \quad (8)$$

avec  $a = -0,21$  ;  $b = -0,0824$  ;  $c = 0,6757$  ;  $d = 0,4627$ .

Le coefficient de corrélation multiple est de 0,85.

Connaissant  $Z$  et  $M$ , Les coefficients de mortalité de pêche  $F$  ont été obtenus par différence. Pour les populations de poissons pour lesquels la mise en œuvre de FISAT n'était pas possible, nous avons calculé les paramètres de croissance à l'aide des relations de Merona (1983)<sup>12</sup> ou de Froese et Binohlan (2000)<sup>13</sup> et la mortalité  $Z$  par la méthode de Lévêque *et al.* (1977)<sup>14</sup>.

### 3.3.2.2. Le régime alimentaire (DC)

L'ensemble des valeurs de  $DC_{ij}$  de l'équation (6) représente le régime alimentaire pour lequel il est nécessaire de réaliser une matrice. Cette dernière doit incorporer tous les éléments du modèle et ne peut incorporer que ceux-là. La manière d'exprimer la composition du bol alimentaire est très variable selon les auteurs mais il faut utiliser les proportions relatives en volume ou en poids des constituants du régime alimentaire. Pour cela il faut avoir recours aux analyses de contenus stomacaux.

Les estomacs des poissons des espèces les plus abondantes ont donc été prélevés afin d'étudier la composition du bol alimentaire et de ses variations éventuelles avec l'âge du poisson et la saison, selon les méthodes habituelles (Hynes 1950 ; Hellawell et Abel 1971 ; Lauzanne 1978). Ceci a été fait à Ébrié par les équipes de l'IRD dans le courant de années 80 et par l'Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire) plus récemment. Sur la Gambie et le Sine-Saloum, ces analyses du régime alimentaire ont été l'œuvre de Diouf (1996) et J.-J. Albaret (IRD, comm. pers.). Sur le lac Nokoué, nous avons, nous même, participé aux travaux nécessaires entre 2001 et 2003.

Les informations complémentaires sur le régime alimentaire des poissons ont été obtenues à partir de Longhurst (1957), Bainbridge (1963), Whitehead (1969), Reynolds (1970), Odum et Heald (1972), Fagade et Olaniyan (1972 ; 1973 ; 1974), Onyia (1973), Nordille et Kelso (1975), Payne (1976 ; 1978), Pauly (1976), Virnstein (1977), Ikusemiju *et al.* (1979), Whitfield (1980), Blay et Eyeson (1982), Thiero Yatabary (1983), Marais (1984), de Sylva (1985), Van

<sup>12</sup> L'estimation du paramètre de la croissance  $K$  à partir de la longueur standard asymptotique (en mm) est exprimée ainsi  $K = 155 / L_{\infty}$

<sup>13</sup> L'estimation de la longévité à partir du coefficient de croissance  $K$  est  $t_{\max} = 3/K$ .

<sup>14</sup> La relation entre  $P/B$  et longévité ( $t_{\max}$ ) est exprimée ainsi  $Z$  ou  $P/B = 5,5 / t_{\max}$  où  $t_{\max}$  est l'âge maximum ou longévité d'une population.

Maren (1985), Whitehead *et al.* (1985), Albaret et Legendre (1986), Blaber (1986), Marcus (1986), Romer et McLachlan (1986), Hickley et Bailey (1987), Longhurst et Pauly (1987), Pauly *et al.* (1988), Whitehead *et al.* (1988), Rabarison-Andriamirado et Caverivière (1989), Njork (1990), Anyangwa (1991), Meyer et Smale (1991), Palomares (1991), Diouf (1992), Laë (1992), Thiagarajan *et al.* (1992), King (1993), Nakamura et Perin (1993), Albaret (1994), Sene (1994), Sierra *et al.* (1994), Winemiller et Kelso-Winemiller (1994 ; 1996), Baran (1995), Blay (1995), Lalèyè (1995), N'Diaye (1995), Derbal et Kara (1996), Diouf (1996), Adité et Winemiller (1997), Caverivière et Andriamirado (1997), Lévêque (1997 ; 1999), Piet et Guruge (1997), Koranteng *et al.* (1998), Etim *et al.* (1999), Ngom (2000), Diomandé *et al.* (2001), Villanueva *et al.* (2002 ; 2004), Charles-Dominique et Albaret (2003), Diallo *et al.* (2003), Mendy (2003), Lalèyè *et al.* (2003b) ; Kone et Teugels (2003), Samb et Mendy (2003) et Froese et Pauly (2004). Les matrices des régimes alimentaires ainsi obtenues figurent en annexe II.

### 3.3.2.3. La consommation relative de nourriture ( $Q/B$ )

$Q/B$  est la consommation annuelle relative de nourriture c'est à dire la quantité consommée  $Q$  par unité de biomasse  $B$ . Pauly et Palomares (1987) en donnent une expression mathématique complète énoncée ci-dessous :

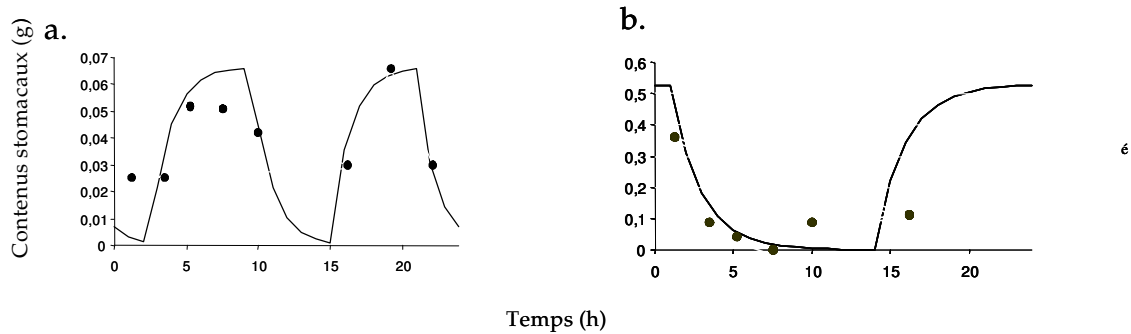
$$Q/B = \frac{\int_{t_r}^{t_{\max}} \frac{dw}{dt} N_t dt}{K_{1(t)}} \bigg/ \int_{t_r}^{t_{\max}} W_t N_t dt \quad (9)$$

où  $N_t$  = le nombre des poissons d'âges  $t$ ,  
 $W_t$  = le poids (g) à l'âge  $t$ ,  
 $K_{1(t)}$  = le coefficient de conversion de la nourriture à l'âge  $t$ ,  
 $t_r$  = l'âge (an<sup>-1</sup>) de recrutement dans la population considérée, et  
 $t_{\max}$  = l'âge (an<sup>-1</sup>) maximal observé.

Dans l'expression de  $Q/B$ , il est tenu compte du fait que, dans une population de poissons en équilibre, il existe toujours plus d'individus jeunes consommant beaucoup de nourriture par rapport à leur poids que de poissons âgés relativement moins exigeants.

Le premier problème est donc d'estimer la ration journalière d'individus de taille et d'âge connus sachant que le calcul de  $Q/B$  sera d'autant plus précis que la ration journalière sera connue pour des poissons d'une taille et d'un poids connus eux même avec précision. Pour cela, il faut utiliser une approche basée sur l'analyse du cycle de 24 heures du contenu stomacal rendue possible grâce au logiciel MAXIMs (Jarre *et al.* 1990). Dans le cadre du présent travail, une version de MAXIMs a été mise au point pour un environnement Windows (95 et au-dessus), ceci pour remplacer l'ancienne version fonctionnant sous MS-DOS, distribuée par l'ICLARM<sup>15</sup> suite aux travaux de Jarre *et al.* (1990).

<sup>15</sup> « International Centre of Living Aquatic Resources and Management » (ICLARM), actuellement « Worldfish Centre » à Pénang, Malaisie



**Figure 3.7.** Le rythme de la prise de nourriture chez deux cichlidés, (a) *Hemichromis fasciatus* et (b) *Tilapia guineensis*, dans le lac Nokoué (lignes courbes : valeurs ajustées ; points : valeurs).

L'estimation de la ration journalière de nourriture repose sur la connaissance des variations journalières du poids du contenu de l'estomac de poissons d'une taille donnée. Des captures ont été effectuées toutes les 3 heures, sur 24 heures avec des engins de pêches actifs amenant la collecte des poissons immédiatement après leur capture (épervier, senne de plage, etc.). Lors de chaque capture, nous avons disposé d'une douzaine de poissons. Parmi ces derniers, des individus de tailles identiques ont été sélectionnés de façon très stricte.

Les figures 3.7 a et b donnent, à titre d'exemple, les résultats obtenus pour les populations d'*Hemichromis fasciatus* (Peters 1857) et de *Tilapia guineensis* (Günther 1862) du lac Nokoué (Lalèyè *et al.* 2003b). Nous noterons que *Tilapia guineensis* s'alimente une fois par jour et *Hemichromis fasciatus* deux fois, comme la plupart des ichthyophages ou zoophages.

La seconde étape consiste à extrapoler une ou plusieurs estimations de la ration journalière valable(s) seulement pour une ou certaines classes de tailles ou d'âges, à l'ensemble de la population équilibrée. Ensuite nous avons calculé  $Q/B$  grâce à la relation (9) indiquée plus haut (Pauly et Palomares 1987) qui a été appliquée à une grande quantité de populations de poissons des eaux tempérées et tropicales, notamment par Palomares et Pauly (1989) et Palomares (1991).

L'ensemble de cette procédure n'a pu être mise en œuvre que de façon très limitée et par nos soins sur le lac Nokoué (Lalèyè *et al.* 2003b). Pour les autres populations, le modèle prédictif récent de Palomares et Pauly (1998) a été utilisé. Il s'écrit :

$$\log(Q/B) = 5,847 + 0,280 \log Z - 0,152 \log W_{\infty} - 1,360 T' + 0,062 + 0,510h + 0,390d \quad (10)$$

Le logarithme décimal de différents paramètres est utilisé.

$Q/B$ : la quantité recherchée ;

$W_{\infty}$ : le poids frais asymptotique (en grammes) pour la population étudiée, (obtenu à l'aide de la relation poids longueur pour la longueur asymptotique) ;

$T'$ : un paramètre incorporant la température moyenne annuelle (en °C) du milieu étudié ;

$AR$  : l'indice d'activité destiné à rendre compte de l'activité des poissons et de leurs besoins nutritionnels associés. Il s'agit du rapport entre le carré de la hauteur de la nageoire caudale et sa surface. Nous l'avons mesuré nous même sur les populations de poisson du

Sine-Saloum et de la Gambie. Quand nécessaire, cet indice est disponible dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004). Naturellement, cet index ne s'applique qu'aux poissons se propulsant essentiellement avec la nageoire caudale (Palomares et Pauly 1998).

Finalement, les paramètres  $h$ ,  $d$  et  $p$  (et non leur logarithme décimal) rendent compte du régime alimentaire :

$h = 1$  pour un herbivore ( $d = 0$  et  $p = 0$ ) ;

$d = 1$  pour un détritivore ( $H = 0$  et  $P = 0$ ).

#### 3.3.2.4. La production exploitée ( $Y$ )

Il s'agit en fait de la prédation exercée par l'homme. Elle est exprimée dans les mêmes unités que les autres flux de biomasses et productions du modèle, ici, ce sont des  $t \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$ . Les données employées sont les statistiques de capture par espèce ou groupe d'espèces constituant un compartiment. Dans tous les cas, ces statistiques concernent les années pour lesquelles nous avons disposé simultanément de données biologiques. Pour la lagune Ébrié, nous avons considéré la capture annuelle ( $Y$ ) indiquée par Écoutin *et al.* (1994). Nous avons collecté les statistiques des pêches sur le lac Nokoué pour les années 2000 et 2001 auprès du Département de la pêche à Cotonou (Bénin). Pour la Rivière Gambie, les estimations des captures annuelles de la pêche artisanale pour 2002 et 2003 nous ont été communiquées par R. Laë (IRD). Dans le cas de l'estuaire du Sine-Saloum, il a fallu calculer les captures à partir des estimations de biomasses évoquées plus bas par la relation  $Y = B$  (Biomasse) \*  $F$  (mortalité par pêche). Plusieurs collègues ont vérifié pour nous la pertinence des résultats obtenus (L. Tito de Morais, IRD, comm. pers.).

#### 3.3.2.5. Le rendement écotrophique ( $EE$ )

$EE$  est le rendement écotrophique, c'est à dire la fraction de la production totale d'un compartiment  $i$  qui est consommée par tous ses prédateurs (consommateurs) au sein de l'écosystème ou exportée (par la pêche ou les émigrations). La quantité  $1 - EE_i$  est donc la fraction de la production d'un compartiment qui rejoint le compartiment des détritus faute d'être consommée. Le concept de  $EE$  est assez simple, mais l'estimation en est difficile. Quand un modèle de type Ecopath est construit,  $EE_i$  ne peut être estimé que si tous les autres paramètres sont connus ; sinon, il faut lui donner une valeur vraisemblable compte tenu du niveau d'exploitation et/ou de prédation connu ou soupçonné pour le groupe considéré. Généralement  $EE$  est compris entre 0,50 et 0,95 (Ricker 1969). Lorsque, dans de rares cas,  $EE$  a dû être entré dans le modèle, les avis des scientifiques connaissant les milieux, l'intensité de l'exploitation des poissons (espèces recherchées par les pêcheurs, espèce capturée accidentellement) la possibilité de prédation sur cette espèce (en partie liée à la morphologie, à la distribution spatiale) ont été très précieux.

#### 3.3.2.6. La biomasse ( $B$ )

Sur le Delta du Saloum, des mesures de biomasse ont été effectuées à l'aide d'une senne comme celle décrite plus haut. Les estimations obtenues à la senne sont dans la quasi-totalité des cas sous estimées. Il est alors nécessaire d'avoir recours à la méthode dite des « évaluations corrigées » (Daget 1971). Pour cela on fait une hypothèse jugée prudente sur

l'efficacité de la senne, c'est à dire le rapport entre la capture elle-même et l'abondance réelle du peuplement dont elle est issue. Nous sommes, alors, amené à supposer que cette efficacité est constante, toutes espèces confondues, malgré les possibilités d'échappement pouvant varier d'une espèce à l'autre en fonction de la morphologie et du comportement en présence de la senne. Moreau (1979) a été confronté à cette difficulté avec une senne de plage de même dimension que celle de l'IRD et mise en œuvre à partir de la rive et non d'une embarcation. Grâce à la méthode de De Lury (Laurent et Lamarque 1974 ; Laurent 1978) il a pu estimer l'efficacité de la senne à 60 %. Dans les conditions du Sine-Saloum, la senne étant manœuvrée à partir d'une embarcation, il est vraisemblable qu'un échappement important survient lors de la fin des opérations de pêche. Une efficacité de 50% est alors plus vraisemblable. Connaissant la surface encerclée par la senne et la quantité de poissons capturés, il suffit alors de la doubler pour obtenir la biomasse rapportée à cette surface.

Dans les autres milieux, la biomasse ( $t \cdot km^{-2}$ ). a été calculée par la relation  $B = Y/F$  ou  $Y$  est la production exploitée ( $t \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$ ) du groupe considéré et  $F$  la mortalité par pêche évaluée comme dit plus haut.

### 3.3.3. Quelques paramètres et indices calculés grâce à l'Ecopath

#### 3.3.3.1. Paramètres relatifs au fonctionnement global des écosystèmes

##### 3.3.3.1.a. Les niveaux trophiques caractérisés par des nombres entiers

Les niveaux trophiques sont d'abord calculés par Ecopath comme des nombres décimaux intégrant à la fois le niveau trophique de chaque proie et sa contribution au régime alimentaire du groupe considéré. Ecopath permet ensuite de répartir la totalité de l'écosystème en niveaux trophiques exprimés par des entiers, *sensu* Lindeman, selon une suggestion de Ulanowicz (1995).

##### 3.3.3.2.b. Rendement des transferts

Pour chaque niveau trophique exprimé par un nombre entier, cet indice est la rapport entre le somme des 'exportations et des flux venant du niveau trophique inférieur vers le suivant, et les transfert totaux à ce niveau trophique (Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004).

##### 3.3.3.3.c. Les impacts trophiques combinés (ITC)

Cette analyse est inspirée de la méthode de Leontief (1951) qui a permis de montrer les effets de certains facteurs sur l'économie américaine, grâce à une « analyse d'entrée-sortie » basée sur le concept de matrice de Leontief. Cette analyse est destinée à mettre en évidence les impacts directs et indirects de la prédation et de la compétition des divers groupes. Les interactions entre les groupes sont calculées à partir d'un matrice  $n * n$ , où le  $j^{\text{ème}}$  élément représente le groupe origine de l'impact  $j$  sur le groupe cible  $i$  de l'impact et dont la biomasse est susceptible d'être modifiée. L'équation de base est :

$$ITC_{ji} = DC_{ji} - FC_{ij} \quad (11)$$

où  $DC_{ji}$  est la contribution de  $i$  dans le bol alimentaire de  $j$  et  $FC_{ij}$  est le terme indiquant la fraction de la prédation sur  $j$  causée par le prédateur  $i$ . L'activité de pêche est aussi considérée comme une prédation (Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004).

### 3.3.3.2. Maturité de l'écosystème

Odum (1969) a développé une liste de 24 attributs qui mesurent l'évolution d'un système (Tableau 3.2). Ces indices permettent d'expliquer les valeurs des autres paramètres et de caractériser l'écosystème dans son ensemble.

**Tableau 3.2.** Les 24 critères du développement d'un écosystème, *sensu* Odum (modifié d'Odum 1969).

Critères	Écosystème en développement	Écosystème à maturité
<i>Sur l'énergétiques de la communauté</i>		
1 Production totale/Respiration totale	Supérieur ou inférieur de 1	Proche de 1
2 Production Primaire/Biomasse	Élevée	Faible
3 Biomasse/transferts de flux	Faible	Élevée
4 Production nette (ou rendement)	Élevée	Faible
5 Chaînes trophiques principalement:	Linéaires, base de broutage	En réseau, surtout avec des, détritus
<i>Structure de la communauté</i>		
6 Matière organique totale	Peu abondante	Abondante
7 Éléments minéraux	Origine non biologique	Origine biologique
8 Diversité des espèces (variétés)	Faible	Élevée
9 Diversité des espèces (équitabilité)	Faible	Élevée
10 Diversité biochimique	Faible	Élevée
11 Stratification et hétérogénéité spatiale	Peu organisé	Très organisé
<i>Traits de la vie</i>		
12 Niche écologique	Large	Étroit
13 Taille des organismes	Petite	Grande
14 Cycles vitaux	Courts, simples	Longs, complexes
<i>Cycle nutritif</i>		
15 Cycles minéraux	Ouverts	Fermés
16 Taux d'échanges nutritifs, avec l'environnement	Rapides	Lents
17 Rôle des détritus dans la régénération nutritive	Faible importance	Important
<i>Pression de sélection</i>		
18 Type de croissance	« $r$ » (croissance rapide)	« $K$ » (contrôle en retour)
19 Production	Quantité	Qualité
<i>Homéostasie globale</i>		
20 Symbiose interne	Peu développée	Développée
21 Conservation des éléments minéraux	Faible	Bonne
22 Stabilité (résistance aux perturbations externes)	Faible	Bonne
23 Entropie	Élevée	Faible
24 Information	Faible	Élevée

Ce modèle est devenu la base de nouvelles théories et méthodologies comme celles de Ulanowicz (1986 ; 1997) et Christensen (1994 ; 1995) qui ont intégré certains de ces attributs dans leur recherches et ont mené au développement de modèles et programmes tels que NETWRK (Ulanowicz 1998) et Ecopath (Christensen et Pauly 1992). Une définition détaillée de ces indices est disponible dans Christensen *et al.* (2000) et Christensen et Walters (2004).

Parmi ces critères, Christensen (1994), n'en a considéré et évalué que 7 qu'il nomme « goal functions » car il les considère comme les indicateurs principaux de la maturité et de la stabilité. À la suite de ses études comparatives des différents indicateurs de la maturité de Odum, il a déduit que la stabilité était un indicateur de la maturité. En vue de comparer le fonctionnement trophique des écosystèmes, nous avons considéré pour cette étude quelques uns de ces critères pour caractériser l'état de maturité et déterminer l'évolution prévisible des écosystèmes.

### 3.3.3.2.a. L'indice d'omnivorie du système (IO)

Cet indice est défini comme est la moyennes des indices d'omnivorie de chaque groupe pondérée par le logarithme de leur consommation de nourriture. L'indice d'omnivorie par groupe est un concept introduit par Pauly *et al.* (1993) sous le nom anglais d'« omnivory index ». Il s'agit de la variance du niveau trophique des différentes proies du prédateur étudié et il s'écrit :

$$OI = \sum_j (NT_j - (NT_i - 1))^2 * DC_{ij} \quad (12)$$

où  $NT_j$  est le niveau trophique de la proie ( $j$ ),  $NT_i$  est le niveau du prédateur ( $i$ ) considéré et  $DC_{ij}$  est la proportion de la proie ( $j$ ) dans le bol alimentaire de ce prédateur ( $i$ ). Une valeur proche de 0 indique que le consommateur est très spécialisé et ne se nourrit que sur un niveau trophique. Cet indice est sans unité (Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004).

### 3.3.3.2.b. L'indice de connectance (IC)

Selon Odum (1971), la structure d'une chaîne alimentaire évolue d'une forme linéaire à une forme en réseau au fur et à mesure de la maturation de l'écosystème. Cet indice est le rapport entre le nombre de connexions trophiques existant entre groupes, et le nombre théorique possible de ces liaisons. La consommation des détritits est incluse dans le calcul mais non le contraire (c.-à-d. l'absorption par les détritits de matière venant des autres groupes). Il faut noter que le nombre de liaisons possibles parmi  $N$  groupes est  $(N-1)^2$  (Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004) mais le nombre de liens réels dans un réseau trophique est fonction du nombre de groupes considérés (Nee 1990).

### 3.3.3.2.c. La production primaire requise (PPR)

Ce concept a été développé par Ulanowicz (1995). Il s'agit de la production primaire nécessaire pour la viabilité des captures et/ou de la consommation de nourriture par les divers groupes dans un écosystème donné (Christensen et Pauly 1993).

#### 3.3.3.2.d. L'indice de recyclage de Finn (*IF*)

Initialement conçu par Finn (1976), cet indice est la proportion de transferts totaux recyclés dans l'écosystème (Ulanowicz 1986 ; Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004).

#### 3.3.3.2.e. Le rapport « ascendancy » - capacité (*A/C*)

C'est le rapport entre l'« ascendancy » (*A*), *sensu* Ulanowicz (1980 ; 1986 ; 1997), et la capacité (*C*). Cette dernière est une mesure de la limite supérieure théorique possible du développement de l'écosystème (Ulanowicz 1986). L'« ascendancy » (*A*) est une mesure de croissance ou du niveau d'évolution actuel (c.-à-d. taille, âge) et de développement (c.-à-d. l'organisation) des liens dans un réseau (Ulanowicz 1980). La fraction de capacité non expliquée par l'« ascendancy » s'appelle l'« overhead » ( $\emptyset$ ) ou énergie en réserve (Monaco et Ulanowicz 1997). L'« ascendancy » relative (*A/C*) est une mesure du rendement du réseau (Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004) Il existe une corrélation négative entre ce rapport et la maturité (Christensen 1995).

#### 3.3.4. La connaissance des autres communautés vivantes aquatiques

Outre les poissons, les groupes suivants ont été incorporés dans les modèles en raison de leur importance dans les écosystèmes considérés. Des groupes très exploités : crevettes, crabes et autres invertébrés benthiques séparés en macrobenthos et méiobenthos (larves, annélides, insectes) recherchés par de nombreuses populations zoophages, le zooplancton, proie préférée de certaines espèces mais aussi des jeunes, le phytoplancton, les producteurs benthiques ou « phytobenthos » et les détritiques, composants essentiels de la chaîne trophique.

L'analyse du régime alimentaire de quelques organismes benthiques (mollusques, décapodes, etc.) a été faite au Lac Nokoué par Ghonossou (2002). Les informations complémentaires concernant la composition des régimes alimentaires des autres organismes et des autres milieux ont été obtenues à partir de Odum et Heald (1975), Virnstein (1977), Sultan Ali *et al.* (1983), Lhomme et Garcia (1984), Van Maren (1985), Oddo (1986), Longhurst et Pauly (1987), Maslin et Bouvet (1988), Johnsson et Tiselius (1990), Diouf (1991), Zabi et Le Lœuff (1992 ; 1993 ; 1994), Le Lœuff et Zabi (1993), Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a et b), Guiral et N'Da Étien (1994), Lhomme (1994), Pagano et Saint-Jean (1994), Gismervil et Andersen (1997) Le Lœuff et Intes (1998), Manickchand-Heileman *et al.* (1998) ; Guiral *et al.* (1999), Kouassi (2001), Pagano *et al.* (2003), Zetina-Rejón *et al.* (2003) et Jensen et Verschoor (2004). Voir annexe II.

##### 3.3.4.1. Les macrocrustacés

Il s'agit, dans cette étude, des crevettes et des crabes. Nous les avons séparés en deux groupes distincts car, dans tous les milieux considérés, ils sont devenus très importants ces dernières années (Le Reste 1994 ; Guiral *et al.* 1999 ; Laë *et al.* 2004) et les connaissances sur leur biologie dans chaque milieu permettent de calculer les paramètres biologiques nécessaires pour la modélisation Ecopath.



Dans tous les milieux abordés ici, les Macrocrustacés sont principalement des crevettes, *Penaeus duorarum* (Burkenroad 1939) et *P. notialis* (Pérez Farfante 1967) et des espèces de *Macrobrachium*, et des crabes tels que les espèces de *Callinectes* (Zabi et Le Lœuff 1992 et 1993 ; Guiral et N'Da Étien 1994 ; Guiral *et al.*1999).

#### 3.3.4.1.a. Crevettes

Au Sine-Saloum et en lagune Ébrié l'occurrence et les variations spatio-temporelles d'abondance de *Peneaus notialis*, ont été étudiées par Le Reste (1994). Par ailleurs, la biologie et l'écologie de *P. notialis* ont été étudiées au Sénégal par plusieurs auteurs notamment Garcia (1977), Lhomme (1981 ; 1984), Lhomme et Garcia (1984), Le Reste (1982 ; 1987 ; 1992) et Le Reste et Collart-Ordinetz (1987).

Les données de Lhomme et Garcia (1984) dans le fleuve Sénégal ont été utilisées pour calculer la mortalité totale et naturelle de l'espèce dominante dans le Siné-Saloum : *Penaeus duorarum*. Les coefficients de mortalité totale ont été calculés par :

$$Z = \ln (N_{t+1} / N_t) \quad (13)$$

La biologie de *P. notialis* a été étudiée par Garcia (1977) et Lhomme (1994) dans la lagune Ébrié. Son travail a indiqué les variations de la mortalité naturelle ( $M$ ) selon la saison. Il a utilisé la méthode de Silliman pour estimer la mortalité naturelle ( $M$ ) à 2,04 et 3,84 (moyenne de 2,88) et du coefficient de capturabilité,  $q = 0,000069$  par jour de pêche. La mortalité par pêche, pour la période de son observation a varié de 1,80 à 1,92 (1,86 en moyenne)  $\text{an}^{-1}$ . La valeur moyenne de la mortalité naturelle n'est pas loin de la valeur obtenue dans le Golfe du Mexique (entre 2,4 et 6,5  $\text{an}^{-1}$ ) à partir des autres méthodes indépendantes (Ramírez-Rodríguez et Arreguín-Sánchez 2003).

En Gambie la biologie et l'écologie des crevettes ont été étudiées par Van Maren (1985). Au Lac Nokoué, les crevettes ont été peu étudiées. Leur exploitation dans ces deux milieux, par contre, ne cesse d'augmenter et nous observons même une forte pression de pêche ces dernières années (Van Maren 1985 ; Laë *et al.* 2004 ; Département des Pêches du Bénin à Cotonou, comm. pers.).

#### 3.3.4.1.b. Crabes

Les crabes considérés sont les Portunidés présents dans tous les milieux étudiés ici, notamment *Callinectes amnicola* (De Rochebrune 1883) et *C. pallidus* (De Rochebrune 1883) (Van Maren 1985 ; Zabi et Le Lœuff 1992 ; 1993 ; Guiral et N'Da Étien 1994) . Pour les crabes, les données de Lhomme (1994) dans la lagune Ébrié et de Gnohossou (2002) dans le lac Nokoué ont été employées. En absence de valeurs de  $P/B$  des crabes, nous avons employé l'équation proposée par Banse et Mosher (1980) pour l'estimation de ce paramètre. L'équation s'écrit ainsi :

$$P/B = 0,6457 W^{-0,37} \quad (14)$$

où  $W$  est le poids (g) frais moyen des individus. Le facteur de conversion entre le poids sec et le poids frais pour *Callinectes* est: poids sec = 29,9% poids frais (Thayer *et al.* 1973).

Le  $Q/B$  (6,285) pour les crabes de la lagune Ébrié a été adopté de Zetina-Rejón *et al.* (2003) tandis que la valeur proposée par Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a) a été employée dans le cas du lac Nokoué. Le régime alimentaire de ce groupe pour les deux modèles a été basé sur l'étude de Zetina-Rejón *et al.* (2003) (Annexe II). Dans tous les autres écosystèmes,  $Q/B$  a été entré à partir d'Arreguín-Sánchez (1993b). Des informations additionnelles sur les régimes alimentaires ont été obtenues à partir des études par Virnstein (1977), Oddo (1986), Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a et b), Lhomme (1994) ; Guiral *et al.* (1999) et Cannicci *et al.* (2002) (Annexe II).

### 3.3.4.2. Les populations benthiques

#### 3.3.4.2.a. Macrobenthos

Il s'agit essentiellement des mollusques. Les facteurs de conversion indiqués par Ricciardi et Bourget (1998) entre le poids sec ( $P_s$ ) et le poids frais ( $P_f$ ) en grammes pour les différents groupes ou espèces considérés ont été utilisés ; ce sont les suivants :

Bivalve et gastropodes  $P_s = 8,7 \% P_f$  ;

Polychètes :  $P_s = 19,9 \% P_f$  ;

Amphipodes :  $P_s = 20,7 \% P_f$  ;

Nous avons considéré le bivalve, *Corbula trigona* (Hinds 1843), comme représentatif de ce groupe car sa biologie est très étudiée dans les milieux margino-littoraux de l'Afrique de l'Ouest.

Selon Maslin (1986) pour *C. trigona*, la relation liant le poids sec des parties molles ( $P_s$ ) à la largeur de la coquille ( $l$  en mm) est décrite par l'équation :

$$P_s = 0,0168 * l^{28577} \quad (15)$$

Ainsi, Gomez (1983) a étudié une population de *Corbula trigona* en lagune Ébrié pendant l'année 1976 et a obtenu une estimation de la biomasse moyenne (poids sec décalcifié) de 84,15 g·m<sup>-2</sup> avec une production de 358 g·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>.

Dans le lac Ahémé (Bénin) Maslin (1986) a estimé une biomasse moyenne de 14,0g·m<sup>-2</sup> avec une production moyenne de 42,0 g·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> (Guiral *et al.* 1999) que nous avons utilisé pour le modèle Nokoué.

En cas d'indisponibilité des données concernant la biologie des espèces les plus représentatives de ce groupe, nous avons employé les informations à partir d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a).

### 3.3.4.2.b. Meiobenthos

La biologie du peuplement meiobenthique est très peu connue dans l'estuaire du Sine-Saloum. Nous avons donc adopté les valeurs indiquées par Arreguín-Sánchez *et al.* 1993a et b.

Nous n'avons pas non plus d'information sur ce groupe dans l'estuaire de la Gambie. Nous avons préféré adopter des valeurs calculées sur un autre milieu semblable : la lagune Terminos (Golfe du Mexique). Nous avons donc, adopté 10,383 et 48,763 an<sup>-1</sup> comme valeurs respectives de P/B et Q/B (Manickchand-Heileman *et al.* 1998).

Le facteur de conversion entre le poids sec et le poids frais pour les différents groupes de microfaune benthique est, i.e. amphipodes :  $P_s = 20,7\% P_f$  (Ricciardi et Bourget 1998).

Sur la lagune Ébrié, les informations adoptées sont dues à Guiral et N'Da Étien (1994). La valeur de P/B (28,00) a été prise d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a).

Au lac Nokoué, des estimations de biomasses ont été réalisées par nos soins et par Gnohossou (2002) en 2000 et 2001 par des études de colonisation de substrats artificiels. Le rapport P/B a été pris d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a). Le Q/B (10,68 an<sup>-1</sup>) a été adopté de Zetina-Rejón *et al.* (2003).

### 3.3.4.3. Le zooplancton et les microcrustacés

Pour le zooplancton, le poids frais est calculé à partir du facteur de conversion proposé par Lauzanne (1978) :  $P_s = 0,11 P_f$ .

En lagune Ébrié, la croissance de la phase copépodite est exponentielle avec un taux de 0,58 µg de PS-µg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> et les variations de durée et de poids des stades peuvent être dues à l'influence de la nourriture (Pagano et Saint-Jean 1983).

La production journalière (P en mgPs·m<sup>-3</sup>·j<sup>-1</sup>) a été calculée sur la lagune Ébrié par Pagano et Saint Jean (1994) par la méthode des croissances cumulées :

$$P = BN * GN + BC * GC + BF * GF \quad (16)$$

où BN, BC et BF sont les biomasses (mg Ps·m<sup>-3</sup>) de l'ensemble des nauplii, des copépodites et des femelles; GN, GC et GF étant les taux de croissance en poids au cours de la phase copépodite (µg·µg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup>) correspondants (Pagano et Saint-Jean 1994). La valeur de P/B proposée chez *Acartia clausi* (Giesbrecht 1889), considéré comme espèce représentative du milieu, est obtenue par la relation :

$$\text{Log } P/B = -0,377 * \text{log } WM - 1,288 \quad (17)$$

où WM en µg Ps est le poids individuel, nous admettons que l'augmentation de P/B (j<sup>-1</sup>) observée est inversement proportionnelle à la diminution du poids individuel moyen (Pagano et Saint-Jean 1994).

La biomasse a été mesurée à divers emplacements, de 1981 à 1985 par Pagano et Saint-Jean (1994) dans la lagune Ébrié. Une biomasse moyenne a été estimée 2,74 t·km<sup>-2</sup> et le rapport  $P/B$  a été évalué à 65,0 an<sup>-1</sup>. Les copépodes dominent le zooplancton dans les secteurs estuariens.

Dans l'estuaire du Sine-Saloum, le rapport  $P/B$  estimé est de 50,0 an<sup>-1</sup> et  $Q/B$  de 150,0 an<sup>-1</sup>. Ces valeurs sont calculées à partir des estimations de Diouf (1996).

La biomasse ( $B=5,0$  t·km<sup>-2</sup>) et la mortalité totale ( $P/B = 30,0$  an<sup>-1</sup>) de la communauté zooplanctonique dans le fleuve Gambie ont été estimées selon les indications de Healey *et al.* (1985). Les données de Samb et Mendy (2003) qui représentent la côte du système Sine-Gambien semblent un peu élevées. C'est pourquoi nous avons choisi d'utiliser les informations de Healey *et al.* (1985) qui ressemblent plus aux valeurs couramment observées dans ce type de milieu comme dans l'étude d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a). La consommation relative de nourriture ( $Q/B = 120$  an<sup>-1</sup>) a été également tirée d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a ; b).

Dans le lac Nokoué, le zooplancton est connu grâce au travail de Gnohossou (2002). Le rapport  $P/B$  qui est de 30,094 an<sup>-1</sup>, a été estimé à partir du même travail.

Pour la lagune Ébrié, les indications de Pagano et Saint-Jean (1994) et Pagano *et al.* (2003) ont été prises en compte pour le régime alimentaire de ce groupe. Pour tous les autres modèles, les données sont basées sur les observations de Binet (1978) et Kouassi (2001).

La consommation relative de nourriture  $Q/B$  a été fixée à 268,20 an<sup>-1</sup> (Pagano et Saint-Jean 1994 ; Kouassi 2001) pour la lagune Ébrié, et à 120,00 an<sup>-1</sup> pour le lac Nokoué (Arreguín-Sánchez *et al.* 1993a, b) comme dans l'estuaire de la Gambie.

#### **3.3.4.4. Le Phytoplancton et la production primaire**

##### **3.3.4.4.a. Phytoplancton**

Dans le delta du Sine-Saloum, les concentrations moyennes de chlorophylle totale indiquées par Diouf (1996) sont respectivement entre 0,8 et 2,4 µg·l<sup>-1</sup> et 3 µg·l<sup>-1</sup> pendant la saison froide et la saison chaude pluvieuse, respectivement. Cette teneur diminue de l'aval vers l'amont dans le Bandiala et Diomboss tandis que dans le Saloum, aucune tendance n'est visible quant à l'évolution spatiale des concentrations de chlorophylle totale (Dia 1985 ; Diouf 1996).

Dans l'estuaire de la Gambie, Healey *et al.* (1985) ont calculé une biomasse ( $B$ ) moyenne annuelle de 6,0 t·km<sup>-2</sup> et une mortalité totale ( $P/B$ ) moyenne de 96,85 an<sup>-1</sup>.

Dans la lagune Ébrié, à la fin des années 70s, la production a été estimée par Dufour (1994) à 54 g C·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> ou 540 g P·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>. La production primaire annuelle adoptée pour le modèle de la lagune Ébrié est celle de Dufour pour le début des années 80 (Dufour, 1994): 253,35 g C·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>. La biomasse calculée est de 22,35 t·km<sup>-2</sup> et le  $P/B$  de 93,49 an<sup>-1</sup>.

Au lac Nokoué, la production primaire (1182,60 g C·m<sup>-2</sup>) a été adoptée d'Adounvo *et al.* (2003). Toutefois, ce chiffre inclut également le phytobenthos. La biomasse de phytoplancton dans le lac Nokoué a été estimée par Adounvo *et al.* (2003) à la suite de collectes d'échantillons opérées tous les 3 mois de 2001 à 2003. Nous avons participé à certains de ces échantillonnages. La biomasse calculée est de 29,20 t·km<sup>-2</sup> et une mortalité totale de 270,00.

Un outil conçu par Capblanc et Dauta (1999) nommé « Photosynthesis simulator version 2,1 » a été utilisé pour la détermination de la biomasse phytoplanctonique et de la production primaire quand celle-ci était inconnue.

#### 3.3.4.4.b. Phytobenthos

Nous disposons de très peu d'information sur la production primaire benthique des milieux considérés ici. Au Sine-saloum, aucune étude sur la production du phytobenthos n'a été faite. Nous avons considéré les indications d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a et b).

Comme dans le Sine-Saloum, aucune étude précise n'existe sur l'estuaire de la Gambie. Nous avons donc considéré les valeurs proposées par Mendy (2003) qui a estimé la biomasse moyenne annuelle à 10,50 t·km<sup>-2</sup> et le *P/B* de 15,00 an<sup>-1</sup>.

Sur la lagune Ébrié, selon les indications de Dufour (1994), la production des algues benthiques est de 10 à 12% de celle du phytoplancton. Nous avons donc estimé les valeurs suivantes : *B* = 6,48 t·km<sup>-2</sup> et le *P/B* à 83,33 an<sup>-1</sup>.

Au Lac Nokoué, nous avons considéré que la production phytobenthique est de 10 à 12 % de la production phytoplanctonique comme dit par Dufour (1994). Nous avons donc calculé une valeur de la biomasse de 14,60 t·km<sup>-2</sup> comme nous l'avons fait pour Ébrié à partir de données d'Adounvo *et al.* (2003). Pour *P/B*, nous avons retenu la valeur de 270,00 an<sup>-1</sup> comme pour le groupe du phytoplancton.

#### 3.3.4.5. Les détritits

Un compartiment des détritits a été systématiquement ajouté ; il est indispensable pour le fonctionnement d'Ecopath et pour l'interprétation des résultats (Christensen *et al.* 2000). L'estimation de la biomasse de ce groupe a été réalisée à partir de l'équation de Pauly *et al.* (1993) qui s'écrit :

$$\log D = -2.41 + 0.954 \log_{10} PP + 0.863 \log_{10} E \quad (18)$$

où *D* est le stock du détritits exprimé en g C·m<sup>-2</sup>, *PP* est la production primaire en g C·m<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> et *E* est la profondeur de la zone euphotique en m.

#### 3.3.4.6. Les poissons

Nous avons donc fait un groupement (Tableau 3.3) selon les indications données plus haut. L'espèce pour laquelle nous disposons du maximum d'informations biologiques et écologiques a été adoptée comme espèce clef (\*). Le signe (+) indique la présence de peu

d'informations biologiques disponibles pour estimer les valeurs nécessaires pour la modélisation.

**Tableau 3.3.** Groupement des espèces considérées pour chaque milieu étudié.

Nom (Ecopath)	Espèces	Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
Sphyraenidae	<i>Sphyraena afra</i>	+	*	*	
	<i>Sphyraena guachancho</i>	*	+		
<i>Scomberomorus tritor</i>	<i>Scomberomorus tritor</i>	*	+	+	+
<i>Polydactylus quadrifilis</i>	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	*	*	*	*
Autres Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i>	*	*	*	
	<i>Pentanemus quinquarius</i>	+	+	+	
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	*	*	*	
Autres Scianidae	<i>Pteroscion peli</i>	+	+	+	
	<i>Pseudotolithus brachygnathus</i>	+	*	+	
	<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	*	+	*	
Elopidae	<i>Pseudotolithus typus</i>	+		+	
	<i>Elops lacerta</i>	*	*	*	*
Ariidae	<i>Elops senegalensis</i>	+	+		
	<i>Arius heudeloti</i>	+	+		
Haemulidae	<i>Arius latiscutatus</i>	*	*	*	
	<i>Arius parkii</i>	+	+		
	<i>Pomadasys incisus</i>	+		+	
	<i>Pomadasys jubelini</i>	*	*	*	*
Psettodidae	<i>Pomadasys peroteti</i>	+	+		
	<i>Pomadasys rogeri</i>	+		+	
	<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	+	+	+	
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	*	+	+	
	<i>Psettodes belcheri</i>	+			
Carangidae	<i>Decapterus rhonchus</i>	+		+	
	<i>Hemicaranx bicolor</i>	+	+	+	
	<i>Caranx hippos</i>	*	+	*	*
	<i>Caranx senegallus</i>	+	*	+	+
Autres Carangidae	<i>Lichia amia</i>	+		+	
	<i>Trachinotus goreensis</i>		+		
	<i>Trachinotus teraia</i>	*	*	*	
Psettodidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	+		+	
	<i>Citarichthys stampflii</i>	*	*	*	*
Cynoglossidae	<i>Psettodes belcheri</i>	+			
	<i>Cynoglossus monodi</i>	+			
Gerreidae	<i>Cynoglossus senegalensis</i>	*	*	*	*
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	*	*	+	*
Ephippidae	<i>Gerres nigri</i>	+	+	*	
	<i>Chaetodipterus goreensis</i>	+			
	<i>Chaetodipterus lippei</i>	+	+		
Dasyatidae	<i>Drepane africana</i>	*	*	*	
	<i>Dasyatis margarita</i>	*	*	*	
	<i>Dasyatis margaritella</i>	+			
	<i>Rhinobatus (cemiculus)</i>		+		
<i>Ilisha africana</i>	<i>Ilisha africana</i>	*	*	*	
<i>Brachydeuterus auritus</i>	<i>Brachydeuterus auritus</i>	*	*	*	
Petits poissons forages	<i>Eleotris senegalensis</i>			*	+
	<i>Eleotris vittata</i>		+	+	*
Gobiidae	<i>Gobionellus occidentalis</i>			+	*
	<i>Porogobius schlegelii</i>	+	+	+	+
<i>Pellonula leonensis</i>	<i>Pellonula leonensis</i>	*	*	*	*
Poissons malacophages	<i>Chrysichthys auratus</i>		+	+	+
	<i>Chrysichthys maurus</i>		+	+	
	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>		*	*	*

Tableau 3.3. Cont.

Nom (Ecopath)	Espèces	Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
Prédateurs de fond	<i>Epinephelus aeneus</i>	*	*	*	
	<i>Cephalopholis nigri</i>		+	+	
	<i>Lutjanus goreensis</i>	+			*
	<i>Lutjanus dentatus</i>			+	
<i>Hemichromis fasciatus</i>	<i>Hemichromis fasciatus</i>	+	+	+	*
Schilbeidae	<i>Schilbe mandibularis</i>		+	+	
	<i>Schilbe intermedius</i>		+	*	*
Belonidae	<i>Strongylura senegalensis</i>	+	*	*	*
	<i>Tylosorus acus rafale</i>	+			
	<i>Tylosorus crocodilus</i>	+			
	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	*			
Prédateurs continentaux	<i>Hemiramphus picarti</i>	+	+	+	*
	<i>Hydrocynus brevis</i>		+	+	
	<i>Hydrocynus forskalii</i>		*	+	
	<i>Hepsetus odoe</i>		+	+	*
	<i>Clarias anguillaris</i>		+		
<i>Trichiurus lepturus</i>	<i>Trichiurus lepturus</i>	*	*	*	
<i>Pellonula leonensis</i>	<i>Pellonula leonensis</i>	*	*	*	*
<i>Monodactylus sebae</i>	<i>Monodactylus sebae</i>	*	+	+	+
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	+	+	+	+
Autres Clupéidés	<i>Sardinella aurita</i>	+		+	
	<i>Sardinella maderensis</i>	+	+	+	
Mugilidés	<i>Liza dumerili</i>	+	+	+	
	<i>Liza falcipinnis</i>	+	*	+	*
	<i>Liza grandisquamis</i>	*	+	*	
	<i>Mugil bananensis</i>	+	+	+	+
	<i>Mugil cephalus</i>	+	+	+	+
	<i>Mugil curema</i>	+	+	+	
<i>Tylochromis jentinki</i>	<i>Tylochromis jentinki</i>		*	*	
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	*	*	*	*
<i>Tilapia guineensis</i>	<i>Tilapia guineensis</i>	*	*	*	*
Crevettes	<i>Penaeus duorarum</i>	*	*		
	<i>Penaeus notialis</i>			*	*
Crabes	<i>Callinectes amnicola</i>	*	*	*	*
Macrofaune	<i>Anadara senilis</i>	*	+		
	<i>Corbula trigona</i>		*	*	*
Méiofaune		+	+	+	+
Zooplancton	<i>Acartia clausi</i>	*	+	*	+
Zoobenthos		+	+	+	+
Phytoplancton		+	+	+	+
Phytobenthos		+	+	+	+
Détritus		+	+	+	+
Nombre total de groupes considérés		37	41	42	31





# Chapitre 4

## Caractéristiques des assemblages biologiques

---

### 4.1. Introduction

Les assemblages biologiques dans les MEL sont influencés fondamentalement par des variables environnementales telles que des caractéristiques physiques, chimiques, géologiques, ainsi que les effets de la compétition écologique. Cependant, comme déjà dit, la structure de ce type d'écosystème dépend principalement des débits des fleuves et des régimes hydrologiques, aussi bien que des régions biogéographiques (Écoutin 1992 ; Baran et Hambrey 1998 ; Winemiller 1995 ; Guiral *et al.* 1999 ; Welcomme 1999 ; Baran 2000 ; Blaber 2002). Les tendances régionales du climat semblent influencer la diversité des espèces de la communauté lagunaire alors que les communautés d'espèces estuariennes sont sensibles à la salinité et reculent devant les espèces marines. Ce rôle du climat sur les communautés lagunaires est particulièrement marqué sous les tropiques où l'alternance des saisons, sèches et humides, influence fortement la dynamique des organismes vivants (Laë 1997b ; Winemiller 1995 ; Guiral *et al.* 1999 ; Welcomme 1999 ; Cumming et Havlicek 2002).

Les organisations des communautés sont déterminées par leurs interactions avec l'environnement et les processus écologiques et évolutifs associés. Dans un écosystème donné, les assemblages de poissons dépendent de facteurs nombreux et complexes souvent corrélés (Whitfield 1983 ; Blaber 2002). Les individus des différentes espèces doivent faire face à des difficultés pour assurer leur survie. Une large distribution et une grande flexibilité trophique expliquent le succès de certaines espèces dans ces écosystèmes. Les similitudes des assemblages biologiques communs et endémiques sont plutôt liés à la localisation géographique limitée mais les dissimilitudes particulièrement dans la biodiversité sont, quant à elles, principalement dues aux différences de dynamique hydrologiques entre les écosystèmes considérés (Winemiller 1995 ; Guiral *et al.* 1999).

Après avoir présenté les caractéristiques géographiques des milieux et nos méthodes d'étude, il est maintenant nécessaire d'aborder les communautés vivantes aquatiques impliquées dans la biodiversité et le fonctionnement trophique de nos quatre écosystèmes.

### 4.2. Les ressources vivantes et leurs caractéristiques biologiques

#### 4.2.1. L'environnement végétal et la production primaire

Les MEL côtiers sont habituellement considérés comme productifs en raison de la présence de lits d'algues et des mangroves qui fournissent des zones appropriées pour le développement des organisations des niveaux trophiques les plus élevés (Baran 2000).

Pour le delta du Sine-Saloum, Diouf (1996) a indiqué que le peuplement planctonique est constitué essentiellement de diatomées : 77 % (30) des 39 espèces répertoriées appartiennent à ce groupe (Dia 1985 ; Diouf 1996). La répartition spatiale des familles est très nette. Les Dinoflagellés sont plus concentrés près de l'embouchure vers la mer (de Djifère à Mboye Kama Samb) tandis que les Chlorophycées sont plutôt dans la zone intermédiaire du Saloum (de Myobe Kama Samb à Baout) (Diouf 1996). Dia (1985) a indiqué que les Chlorophycées sont absentes dans la partie plus en amont de la zone intermédiaire.

Selon Healey *et al.* (1985), 154 espèces d'algues ont été identifiées dans le fleuve Gambie ; les Diatomées sont les plus abondantes et constituent 63 % (97) de la population phytoplanctonique ; 41 espèces étaient les algues vertes (Chlorophycées) et 10 espèces des Cyanophycées ou algues bleu-vertes. Une distribution bien marquée a été observée. Dans la zone amont, *Hapalosiphon fontinalis* et, de temps en temps, d'autres algues bleu-vertes étaient dominantes tout au long de l'année tandis que dans la zone aval, l'algue *Melosira islandica* (Müller 1906), domine tout au long de l'année. Dans la zone aval de l'estuaire, les Diatomées des genres *Coscinodiscus* et *Cyclotella* sont dominantes.

Dans le lac Nokoué et la lagune Ébrié, nous observons l'abondance de Cyanophycées, Chlorophycées et Bacillariophycées, même si la diversité de ce dernier groupe est faible notamment à Ébrié (Burgis et Symoens 1987).

#### 4.2.2. Caractéristiques générales de la faune et la production secondaire

##### 4.2.2.1. Le Zooplancton

La communauté du zooplancton est constituée de Copépodes, Cladocères, Rotifères, nauplii, et de larves (de poissons, de mollusques et d'insectes).

Selon Diouf (1991), le zooplancton du Sine-Saloum est très diversifié. Le peuplement zooplanctonique dans l'estuaire du Saloum est essentiellement d'origine marine, comme dans le cas de la lagune Ébrié selon Pagano et Saint-Jean (1994). Sur les quatre-vingt espèces inventoriées pendant le début des années 90, 28 ou 60 % sont des copépodes comme *Paracalanus scotti* (Farran 1909) et *Oithona nana* (Giesbercht 1892) et les larves de l'huître *Crassostrea gasar* (Adanson 1757). *Acartia grani* (Sars 1904), en revanche, est présente de façon limitée à l'amont. Parmi les trois bras du delta, le Saloum présente la plus faible richesse spécifique en raison des forts courants à l'embouchure (Diouf 1996).

En Gambie, 41 espèces différentes ont été recensées avec une majorité de Copépodes. Parmi ceux-ci, les Calanoides sont les plus représentés, avec 9 espèces, puis les Cyclopoïdes (7 espèces). Ont également été signalés les cladocères (8 espèces) et 4 espèces d'Harpaticoïdes.

Au début des années 80, dans la lagune Ébrié, la communauté zooplanctonique était diversifiée, dominé par des formes d'origine marine, et comprenait 57 taxons environ. Les Copépodes, principalement *Acartia clausi* (Giesbrecht 1889), *Oithona brevicornis* (Giesbrecht 1891) et *Pseudodiaptomus hessei* (Mrázek 1894) représentant environ 80 à 95 % de toute la biomasse tandis que les rotifères et les cladocères avaient une biomasse réduite, entre 4 à

5 %, sauf dans certaines zones et de façon épisodique au sein des communautés marine et continentale pour les cladocères. Pagano et Saint-Jean (1994) ont observé les variations saisonnières de la biomasse ; celle-ci passe par un maximum pendant la saison sèche (et chaude) mais, localement, cela peut être l'inverse comme dans les zones directement influencées par les apports d'eaux marines ou continentales. *Acartia clausi*, par exemple, est associé à la baisse de salinité lors de l'enrichissement de la lagune en eaux de pluies tandis qu'à l'opposé, *Oithona* disparaît alors quasi complètement (Jouffre *et al.* 1991 ; Kouassi 2001). Dans la lagune, la répartition des copépodes est assez nette. *P. hessei*, principalement observé dans la zone ouest pendant toute l'année, tend à atteindre son maximum pendant la saison sèche mais il est absent dans la zone estuarienne. *Oithona* sp, en revanche, domine les zones estuariennes presque toute l'année sauf pendant la crue due aux débits fluviaux de la Comoé. Les variations d'abondance exposées ci-dessus sont maximales près du chenal (Pagano et Saint-Jean 1994).

Au lac Nokoué, Gnohossou (2002) a observé une très grande abondance des rotifères.

#### 4.2.2.2. La faune benthique : crustacés inférieurs

##### 4.2.2.2.a. Le Méiobenthos

Dans cette rubrique, nous avons regroupé les petits crustacés, isopodes et juvéniles des décapodes, des annélides et des polychètes.

Dans le delta du Sine-Saloum le méiobenthos est essentiellement constitué par les Foraminifères et les Ostracodes. Les Foraminifères sont caractérisés par une faible diversité et regroupent 6 espèces dans le Bandiala et le Diomboss et 9 dans les « bolongs » de Ndangane et de Gokheor. Ces espèces se répartissent entre des formes calcaires à affinité marine vers l'amont (*Ammonia beccarii*, *Elphidium* sp, *Quinqueloculina* sp et *Triloculina* sp) et des formes agglutinées vers l'aval (*Ammonia salsum* et *Gaudryina exilis*) avec une espèce calcaire (*Ammonia tepida*). La composition faunistique semble globalement ne pas varier avec les saisons. Dix-neuf espèces d'Ostracodes à affinité marine ont été répertoriées dont *Phlyctocythere hartmanni*, *Leptocythere* sp, *Cyprideis mandviensis* et *Neomonoceratina iddoensis*. Cette ostracofaune a tendance à diminuer de l'aval vers l'amont (Diouf 1996).

##### 4.2.2.2.b. Le Macrobenthos

La biodiversité du macrobenthos est assez riche dans toute l'Afrique de l'Ouest. Guiral *et al.* (1999) indiquent que sa distribution et son abondance dépendent principalement des crues. Nous mettons les mollusques, Bivalves et Gastropodes, ainsi que les annélides, les polychètes, les Echinoides dans ce groupe (Guiral *et al.* 1999).

En Afrique de l'Ouest, les études concernant l'écobiologie des Gastropodes (*Neritina glabrata*, *Neritina adansoniaca*, *Neritina rubricata*, *Pachymelania fusca*, *Pachymelania aurita*, *Pachymelania byronensis*, *Tympanotonus fuscatus*, *Thais forbesi*, *T. callifra* et des Bivalves (*Anadara senilis*, *Congerina africana*, *Congerina ornata*, *Brachyodontes tenuistriatus*, *Crassostrea*,

## Chapitre 4

**Tableau 4.1.** Bionomie benthique dans les écosystèmes margino-littoraux d’Afrique occidentale (d’après Van Maren 1985 ; Zabi et Le Lœuff 1993 ; Guiral et al. 1999). Une seule espèce, *Littorina anguilifera* (Lamarck 1822), est rapportée de la zone supra littorale.

Groupe	Médiolittoral		Infralittoral			
	Palétuviers	Substrats vaseux	Lié avec l’océan	Zone oligohalin riche en débris végétaux	Zone oligohalin +graviers	Lié aux eau continentales (Sténohalines)
Serpules	<i>Hydroides dianthus</i> (Verill 1873) <i>Ficopomatus uschakovi</i>					
Cirripèdes	<i>Ballanus pallidus stutsburi</i> <i>Euraphia aestuarii</i> (Stubbings)					
Polychète				<i>Sigambra constricta</i> (Southern 1921)	<i>Nereis victoriana</i> (Augener 1918) <i>Namalycastis indica</i> (Southern 1921) <i>Nephtys polybranchia</i> (Southern 1921)	
Bivalves	<i>Crassostrea gasar</i> (Adanson 1757) <i>Brachyodontes niger</i>		<i>Anadara senilis</i> (L.) <i>Tagelus angulatus</i> (Sowerby) <i>Iphigenia laevigata</i> (Gmelin 1791) <i>Loripes aberrans</i> (Dautzenberg) <i>Tellina nymphalis</i> (Lamarck 1818)	<i>Pachymelania aurita</i> (Müller 1774) <i>Mytilopsis africana</i> (Beneden 1835) <i>Pisidium</i> sp	<i>Cyrenoida</i> spp. <i>Tellina ampullacea</i> <i>Corbula trigona</i> (Hinds 1843) <i>Iphigenia</i> spp.	
Gastropodes	<i>Thais callifera</i> (Lamarck 1822) <i>Thais forbesi</i> (Dunker 1853) <i>Semifusus morio</i>	<i>Tympanotonus fuscatus</i> (Linnaeus 1758) <i>Pachymelania fusca</i> (Gmelin 1791) <i>Melampus liberianus</i> (Adams et Adams 1854)		<i>Neritina glabrata</i> (Sowerby 1849) <i>Neritina adansoniana</i> (Récluz 1841)		<i>Neritina bryonensis</i> <i>Neritina oweniana</i> (Wood 1828) <i>Neritina cristata</i> (Morelet 1864) <i>Neritina rubricata</i> (Morelet 1858)
Pagures			<i>Clibanarius africanus</i> <i>Clibanarius cooki</i>			
Crabes		Ocypodidae  Grapsidae		<i>Callinectes amnicola</i> (De Rocheburne 1883) <i>Callinectes marginatus</i> (Milne-Edwards 1861) <i>Callinectes pallidus</i> (De Rocheburne 1883)		
Crevette			<i>Penaeus notialis</i> (Pérez-Farfante 1967) <i>Penaeus duorarum</i> (Burkenroad 1939) <i>Penaeus kerathum</i> (Forsskål 1775) <i>Parapenaopsis atlantica</i> (Balss 1914) <i>Macrobrachium</i> sp			

**Tableau 4.2.** Espèces de mollusques margino-littoraux identifiées dans les différents milieux étudiés (d'après Guiral *et al.* 1999).

Espèces	Delta du Saloum	Estuaire de la Gambie	Lagune Ébrié	Lac Nokoué
<i>Tympanotonus fuscatus</i> (Linnaeus 1758)	•	•	•	•
<i>Crassostrea gasar</i> (Adanson 1757)	•	•	•	•
<i>Tellina nymphalis</i> (Lamarck 1818)	•		•	•
<i>Tagelus angulatus</i> (Sowerby 1874)	•		•	•
<i>Anadara senilis</i> (L.)	•		•	•
<i>Neritina glabrata</i> (Sowerby 1849)			•	•
<i>Corbula trigona</i> (Hinds 1843)		•	•	•
<i>Pachymelania aurita</i>			•	•
<i>Mytilopsis africana</i> (Beneden 1835)		•	•	•
<i>Pachymelania fusca</i> (Gmelin 1791)		•	•	•
<i>Semifusus morio</i> * (Linne 1758)	•	•	•	
<i>Brachydontes niger</i>	•	•	•	•
<i>Thais callifera</i> (Lamarck 1822)		•	•	
<i>Littorina anguilifera</i> (Lamarck 1822)	•	•	•	
<i>Iphigenia desserti</i>			•	
<i>Neritina oweniana</i> (Wood 1828)			•	
<i>Cyrenoida senegalensis</i>		•	•	
<i>Iphigenia leavigata</i> (Gmelin 1791)				
<i>Natica marochiensis</i> (Gmelin 1791)	•		•	
<i>Neritina adansoniana</i> (Récluz 1841)		•	•	
<i>Tellina ampullacea</i>			•	
<i>Dosinia isocardia</i> (Dunker 1843)	•		•	
<i>Thais forbesi</i> (Dunker 1853)	•		•	
<i>Iphigenis messengeri</i>		•		
<i>Iphigenia curta</i>			•	
<i>Melampus liberianus</i> (Adams et Adams 1854)	•	•		
<i>Pachymelania bryonensis</i>			•	
<i>Loripes aberrans</i> (Dautzenberg)	•		•	
<i>Cyrenoida rosea</i>			•	
<i>Neritina cristata</i> (Morelet 1864)			•	
<i>Neritina rubricata</i> (Morelet 1858)			•	
<i>Neritina kuramoensis</i> (Yoloye & Adegoke 1977)				
<i>Bulla striata adasoni</i> (Philippi 1847)	•			
<b>n = 33</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>28</b>	<b>11</b>

\* Probablement *Pugilina morio*

*gasar*, *Cyrenoida rhodopyga*, *Loripes aberrans*, *Corbula trigona*, *Iphigenia truncata*, *I. delesserti*, *Tagelus angulatus*, *Tellina ampullacea*) sont nombreuses (Van Maren 1985 ; Longhurst et Pauly 1987 ; Guiral et N'Da Étien 1994 ; Diouf 1996 ; Guiral *et al.* 1999). Guiral *et al.* (1999) ont proposé de distinguer sept types de peuplements plus au moins inféodés aux mangroves (Tableau 4.1). Cette organisation est basée sur la bionomie du peuplement benthique. Les espèces appartenant aux formes supralittorales et médiolittorales colonisent la bordure des mangroves tandis que les espèces dites infralittorales se situent dans la zone près de l'océan ou en milieu oligohalin.

Zabi et Le Lœuff (1993) ont indiqué que, dans le delta du Saloum et la basse vallée de la Gambie, la faune benthique la plus abondante est essentiellement le groupe des mollusques. Le facteur déterminant de la répartition des mollusques est la salinité.

Au Sénégal, les mollusques les plus signalés sont *Tympanotonus fuscatus*, *Crassostrea gasar* et *Anadara senilis*. *Tympanotonus* sp est plutôt concentré dans les zones estuariennes tandis que *Anadara* sp est une espèce à affinité plus lagunaire. Zabi et Le Lœuff (1993) ont indiqué aussi la présence des espèces comme *Semifusus morio*, *Tellina nymphalis* et *Tagelus angulatus*. Les annélides et mollusques dominent en nombre d'espèces et en abondance. Sur 56 espèces répertoriées, 46% (26) sont des mollusques (7 espèces de lamelibranches et 5 de gastéropodes) tandis que 17 espèces sont des annélides et polychètes (Diouf 1996).

La distribution des différents ensembles faunistiques est surtout liée aux courants et au gradient de salinité qui caractérise trois biotopes distincts dans le delta (Tableau 4.2) : estuarien à courants faibles, lagunaire à courants « moyens » et épimarin à courants forts. Sur le premier biotope, une distribution distincte est observée. Les mollusques comme *Littorina angulifera* et *Crassostrea gasar* sont fixés sur les palétuviers tandis que *Tagelus angulatus* et *Tellina nymphalis* vivent dans le sédiment sableux. Dans le biotope lagunaire, *Anadara senilis* domine d'autres espèces comme *Dosinia isocardia*, *Loripes aberrans*, *Natica marochiensis*, *Hemifusus morio*, *Bulla striata adansonii* et *Cymnium pepo*. Le dernier biotope est une association de populations lagunaires avec des nombreuses espèces marines où *Natica fuminea* est typiquement présent (Zabi et Le Lœuff 1993).

En Gambie, surtout à l'amont de l'estuaire, l'oursin de mer, *Arbacia* sp, domine la biomasse des invertébrés (Van Maren 1985). Dans la partie aval est installée une faune malacologique dite « estuarienne ». Il s'agit d'une épifaune et d'une endofaune de chenal comme dans le Sine-Saloum. Le peuplement est caractérisé par *Neritina adansoniana*, *Pachymelania aurita*, *Corbula trigona* et *Iphegenia* spp (Tableau 4.2) (Zabi et Le Lœuff 1993).

En lagune Ébrié, le bivalve *Corbula trigona* est le mollusque le plus abondant et celui dont l'écologie est bien étudiée (Zabi et Le Lœuff 1992 ; 1993; 1994). Parmi les quatre milieux considérés dans cette étude, la côte margino-littorale de cette lagune est la plus riche quant au nombre d'espèces observées (Tableau 4.2) avec 28 espèces (Guiral *et al.* 1999).

Au lac Nokoué, *C. trigona* est également dominant. Les autres lamelibranches observés sont *Crassostrea gasar*, *Anadara senilis*, *Brachyodontes niger*, *Congerina africana*, *Tellina nymphalis*, *Tegelus angulatus* et *Aloïdis trigona* (Lalèyè 1995 ; Guiral *et al.* 1999). L'épifaune des « acadjas » est diversifiée et composée plutôt de mollusques qui se développent selon la saison et la concentration de la salinité de l'eau (Niyonkuru 2001). Les données adoptées sont celles de Gnohossou (2002) avec des informations complémentaires de Maslin (1986) pour ses observations dans le lac Ahémé. Nous observons dans le tableau 4.2 une faible richesse spécifique des mollusques dans le lac Nokoué (Guiral *et al.* 1999). De plus, Maslin et Bouvet (1986 ; 1988) ont indiqué que parmi les différents facteurs du milieu, la salinité est celui qui a le plus d'influence sur la distribution et la biologie de ce groupe.

#### 4.2.2.3. Les organismes épibenthiques : crustacés supérieurs

Le long de la côte de l'Afrique de l'Ouest, nous observons la présence des mêmes espèces dans les milieux considérés (Guiral *et al.* 1999). Parmi des crustacés, les décapodes sont les mieux étudiés et ils sont représentés par des crevettes Palaemonidae et Pénaeidae comme *Penaeus* spp et *Macrobrachium* sp, et des crabes tels que *Callinectes* spp et *Uca tangerii* (Van Maren 1985 ; Longhurst et Pauly 1987 ; Guiral 1994 ; Guiral *et al.* 1999). Les crevettes présentent une variété considérable et une large répartition dans les eaux douces ; les crabes ont une très large distribution dans les eaux saumâtres (Zabi et Le Lœuff 1993).

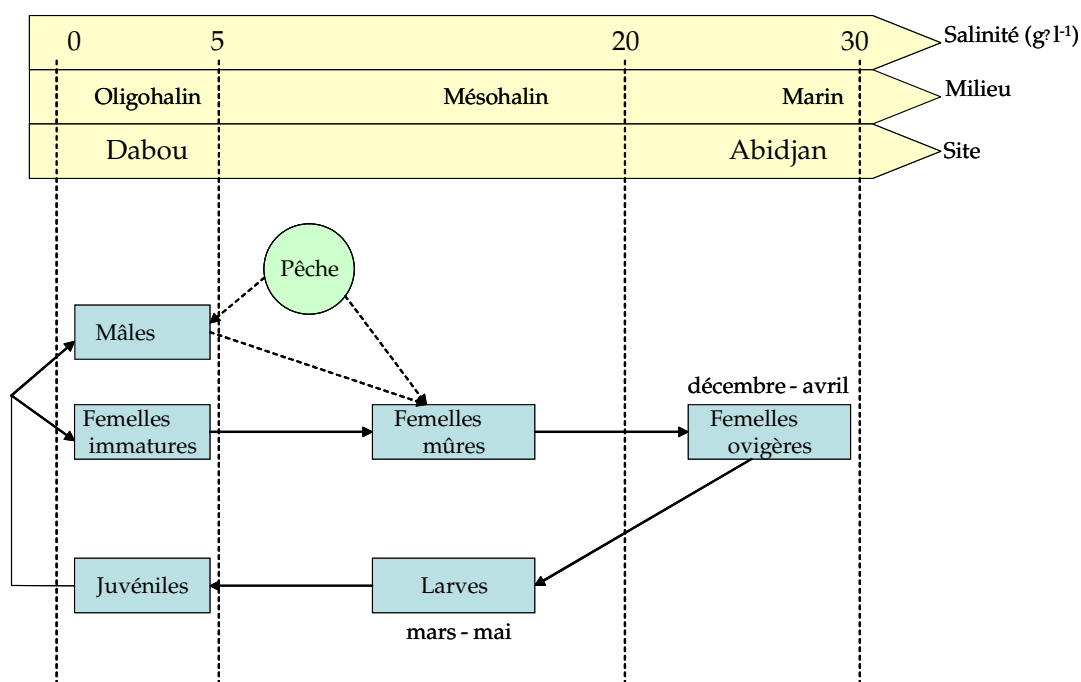
##### 4.2.2.3.a. Les crabes

**Tableau 4.3.** Répartition géographique des brachyours margino-littoraux des pays concernés dans cette étude (d'après Guiral *et al.* 1999).

Espèce/Pays	Sénégal	Gambie	Côte d'Ivoire	Bénin
<i>Callinectes amnicola</i> (De Rocheburne 1883)	•	•	•	•
<i>Callinectes marginatus</i> (Milne-Edwards 1861)		•		
<i>Callinectes pallidus</i> (De Rocheburne 1883)			•	
<i>Eurypanopeus blanchardi</i> (Milne-Edwards 1881)	•	•	•	•
<i>Cardisoma armatum</i> (Herklots 1851)			•	•
<i>Goniopsis pelii</i>	•	•	•	•
<i>Metagrapsus curvatus</i>	•	•	•	•
<i>Pachygrapsus gracilis</i> (Seaussure 1868)	•	•	•	•
<i>Panopeus africanus</i> (Milne-Edwards 1867)	•	•	•	•
<i>Piumnopus africanus</i>			•	•
<i>Sesarma alberti</i> * (Rathbun 1921)			•	•
<i>Sesarma angolense</i>			•	
<i>Sesarma buettikoferi</i> (de Man 1883)			•	
<i>Sesarma elegans</i> (Warner 1967)		•	•	
<i>Sesarma huzardi</i> (Desmarest 1825)	•	•	•	•
<i>Uca tangerii</i> (Eydoux 1835)	•	•	•	•

\* Probablement *Perisesarma alberti*

En Afrique de l'Ouest, la famille la plus représentée est celle des Portunidés aquatiques, le grand crabe des palétuviers. Lhomme (1994) a indiqué que 3 espèces sont présentes en Afrique de l'Ouest : *Callinectes amnicola* (précédemment *C. latimanus*), *C. pallidus* (précédemment *C. gladiator* Irvine 1947) et *C. marginatus*. Les autres espèces observées dans les quatre milieux considérés sont indiquées au tableau 4.3 (Guiral *et al.* 1999). De nombreux crabes trouvent dans la mangrove un biotope de choix pour la construction de terriers (Odum et Heald 1975 ; Longhurst et Pauly 1987 ; Diouf 1996 ; Guiral *et al.* 1999). A marée basse, la richesse spécifique de ces milieux est souvent la plus élevée (Guiral 1994 ; Guiral *et al.* 1999).



**Figure 4.1** Cycle biologique de *Callinectes amnicola* en lagune Ébrié (D'après Lhomme 1994).

Les crabes jouent un rôle important dans les MEL. Des espèces herbivores (*Goniopsis pelii* et *Sesarma elegans*) et détritivores (*Uca tangerii*), facilitent l'activité des micro-organismes responsables de la minéralisation de la matière organique en fragmentant les éléments issus de la mangrove et en remaniant les dépôts sédimentaires. Les espèces à régime alimentaire omnivore peuvent exercer une prédation sur certains petits mollusques en cassant les coquilles.

Leur cycle biologique est largement étudié dans la lagune Ébrié. La figure 4.1 montre le cycle biologique de l'espèce *Callinectes amnicola* comme indiqué par Lhomme (1994). L'activité sexuelle se déroule dans les eaux peu salées ; les femelles se déplacent vers l'aval dans les eaux polyhalines (salinité >18) pour se reproduire. La salinité semble un facteur très important surtout pour l'éclosion des œufs (salinité supérieure de 20). Les juvéniles se déplacent ensuite, vers les eaux saumâtres (mésohalines) et, de là, vers les eaux peu salées. Selon Charles-Dominique et Hem (1981), le cycle biologique de *C. amnicola* se déroule totalement en milieu saumâtre (Figure 4.1). Ceci a été également observé par Van Maren (1985) dans l'estuaire de la Gambie. Le Lœuff et Intes (1969) ont indiqué des incursions sporadiques en mer de la part de *C. amnicola*. À l'opposé, le cycle biologique de *C. pallidus* se déroule essentiellement en mer.

Dans l'estuaire du Sine-Saloum, les espèces de crabes les plus abondantes sont *Callinectes amnicola* et *Uca tangerii* (Zabi et Le Lœuff 1993 ; Diouf 1996). Zabi et Le Lœuff (1993) ont indiqué que *C. amnicola* se trouve dans le biotope lagunaire du Saloum ou les étages médiolittoral et infralittoral supérieur en avant de la mangrove sur des sables plus ou moins vaseux.



Dans la Gambie *Callinectes amnicola*, *C. marginatus*, *Panopeus africanus*, *Sesarma elegans* et *Sesarma huzardi* ont été signalés par Van Maren (1985) et par Zabi et Le Lœuff (1993).

Lhomme (1994) a observé deux espèces, *C. amnicola* et *C. pallidus*, en lagune Ébrié. Guiral (1994) a évalué l'abondance de *Callinectes* sp dans la lagune Ébrié. *C. amnicola* est une espèce d'eau saumâtre, largement dominante dans toute la lagune sauf en secteur 3 tandis que *C. pallidus* est plutôt une espèce marine côtière dominante dans le secteur 3 et faiblement abondante dans les secteurs adjacents (secteurs 2 et 4).

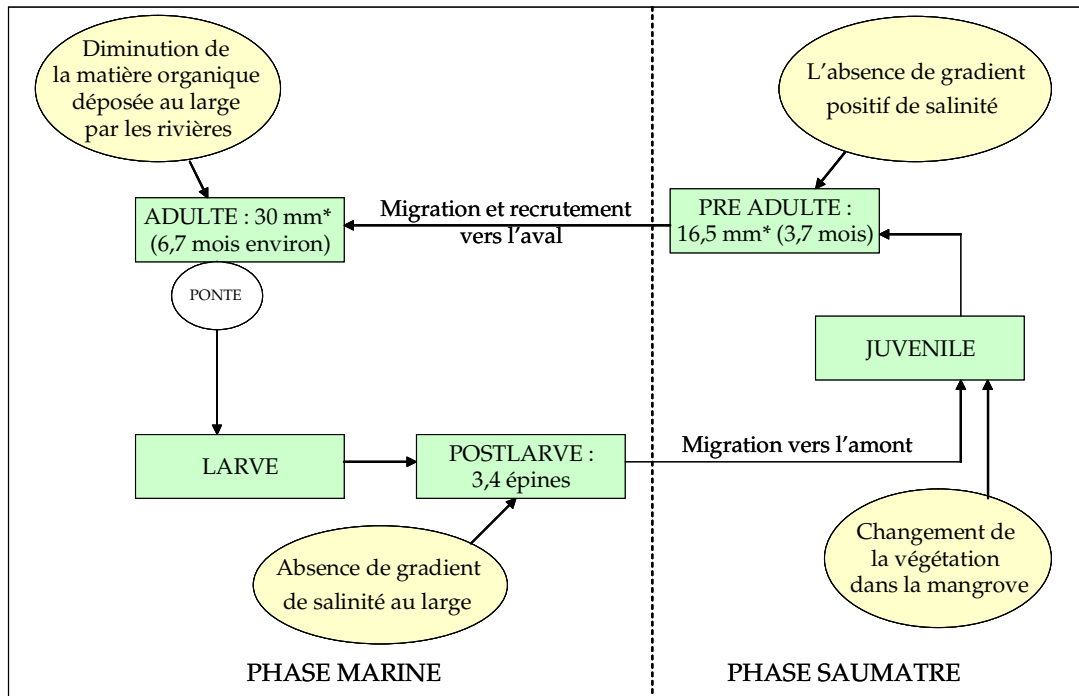
Dans le lac Nokoué, Gnohossou (2002) a noté l'abondance de *Callinectes* sp. parmi les genres présents, confirmant ainsi les observations de Guiral *et al.* (1999).

#### 4.2.2.3.b. Les Crevettes

Les Penaeidés constituent une ressource très abondante dans pratiquement toutes les zones marines littorales tropicales, notamment en Asie du Sud Est, en Amérique latine et dans le Golfe Persique (Longhurst et Pauly 1987 ; Pauly et Palomares 1987 ; Ramírez-Rodríguez et Arreguín-Sánchez 2003). Ces espèces sont très abondantes sur le plateau continental sur des fonds meubles (Longhurst et Pauly, 1987).

Quatre espèces de crevette Penaeidés se rencontrent le long de la côte ouest-africaine : *Penaeus kerathurus* (Forsskål 1775), *Parapenaeopsis atlantica* (Bals 1914), *Penaeus duorarum notialis* (Pérez-Farfante 1967) et *Parapeneus longirostris* (Lucas 1846). *P. kerathurus* et *P. atlantica* sont des espèces côtières peu abondantes. L'abondance remarquable de *P. notialis*, comparée avec une autre espèce, *P. kerathurus*, observée depuis des années fait que son exploitation dans la pêche augmente régulièrement (Le Reste 1994).

Dall *et al.* (1990) ont présenté 4 possibilités du cycle biologique des Pénéaidés dans le monde dans lesquelles l'importance relative du milieu estuarien est différente. De façon générale, la biologie et la présence des crevettes dans les MEL ouest africains dépendent du niveau de salinité et des courants qui sont autant de stimuli en vue de leur migration vers la mer (Le Reste 1987 ; 1994 ; Dall *et al.* 1990 ; Laë 1992 ; Laë *et al.* 2004) (Figure 4.2). Ce type de migration est aussi observé par Jayawardane *et al.* (2002) pour *P. indicus* (Milne-Edwards 1837) dans la lagune Negombo au Sri Lanka. Des variantes de ce cycle biologique sont observées chez des populations effectuant leur cycle sans passer par une écophase estuarienne en absence d'estuaire proche (Longhurst et Pauly 1987). Dans d'autres milieux, la biologie de la crevette rose *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad 1939) est connue du Golfe du Mexique (Ramírez-Rodríguez et Arreguín-Sánchez 2003). La biologie et l'écologie de *P. notialis* ont été bien étudiées au Sénégal par plusieurs auteurs notamment de Bondy (1968), Lhomme (1981), Lhomme et Garcia (1984), Le Reste (1982 ; 1987 ; 1992) et Le Reste et Collart-Ordinetz (1987). Au Sine-Saloum, l'augmentation de la salinité tendrait à chasser les plus grands individus et à provoquer la diminution de taille moyenne (Le Reste 1994).



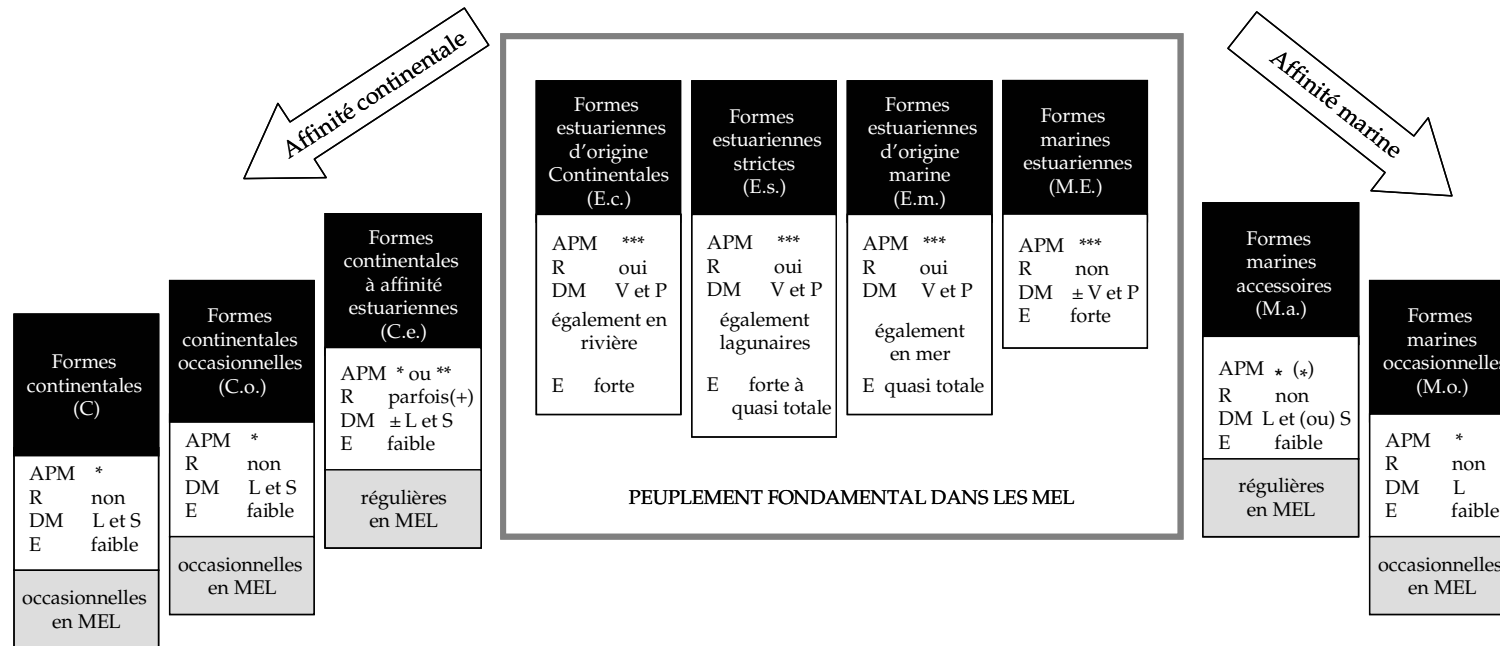
**Figure 4.2.** Schéma simplifié de la chronologie du cycle vital des crevettes, *Penaeus duorarum* et *P. notialis*, et du changement dans l'environnement naturel résultant d'une régulation des cours d'eau qui influence les différents stades du développement. \* : Longueur céphalothoracique en millimètres. Modifié d'après Garcia (1977), Van Maren (1985) et Dall *et al.* (1990).

En Gambie, les crevettes ont été étudiées par Van Maren (1985). Zabi et Le Lœuff (1993) ont indiqué la présence des crevettes carides, notamment *Nematopalaemon hastatus* (Aurivillius 1898) et *Exhippolysmata hastatoides* (Bass 1914). La biologie de *P. notialis* a été étudiée par Garcia (1977) et Lhomme (1994) dans la lagune Ébrié. Ce dernier travail a indiqué les variations de la mortalité naturelle selon la saison. De Sine-Saloum à Ébrié les variations spatio-temporelles d'abondance de *Penaeus notialis*, ont été étudiées par Le Reste (1994).

Au lac Nokoué, la biologie et l'écologie des crevettes ont été moins étudiées. L'exploitation, en revanche, ne cesse d'augmenter comme dans les autres milieux considérés dans cette étude et nous observons même une forte pression de pêche ces dernières années (Lhomme 1994 ; Guiral *et al.* 1999 ; A. d'Almeida, Département des Pêches du Bénin, comm. pers).

#### 4.2.2.4. L'ichtyofaune des MEL

La faune de poissons des MEL de l'Afrique occidentale et sa diversité varient de façon saisonnière avec l'entrée des apports marins et continentaux dans les lagunes. Bien que ces écosystèmes soient considérés fortement productifs, l'effort d'adaptation environnemental est prononcé et les périodes de stabilité sont de courte durée. Ces biotopes sont en général caractérisés par une biodiversité élevée et les migrations trophiques de différentes espèces. Ils peuvent être facilement en danger sans gestion appropriée des stocks. (Pauly et Yáñez-Arancibia 1994 ; Albaret et Diouf 1994 ; Winemiller 1995 ; Albaret 1999).



**Figure 4.3.** Grandes catégories de peuplements de poissons dans les MEL. L'abondance des populations dans les MEL est notée: \* rares, \*\* abondantes ou \*\*\* très abondantes ; R Reproduction dans les eaux saumâtres ; DM Distribution dans les MEL : V vaste, L limité, S saisonnière ou P permanente et E euryhalinité (Modifié d'après Albaret 1994).

Selon Albaret (1999), la diversité des espèces résidentes permanentes ou temporaires dans les MEL d'Afrique de l'Ouest sont influencées par plusieurs facteurs : diversité des habitats, potentiel de peuplement au niveau de la « capacité d'accueil », biogéographie et autres facteurs interdépendants comme le régime hydrologique, la saisonnalité, la richesse trophique et sa disponibilité, la présence de mangroves et l'intensité des influences anthropiques (Schindler 1987 ; Marais 1988 ; Plumstead 1990 ; Blaber 2000 ; Blanc *et al.* 2001 ; Vorweck *et al.* 2003). La « capacité d'accueil » est traduite par la richesse spécifique et l'abondance des individus d'un milieu (Menge et Olson 1990). Cette capacité est d'autant plus vaste comparée au nombre de niche écologique occupée (Monteiro *et al.* 1990).

La communauté de poissons est divisée traditionnellement en trois assemblages principaux : espèces continentales, strictement d'estuariennes et marines (Albaret 1994 ; Baran et Hambrey 1998). Ces assemblages diffèrent extrêmement en termes de comportement reproducteur et trophique et de choix d'habitats, et leur caractéristiques bioécologiques dépendent des conditions spécifiques de ces écosystèmes (Figure 4.3) (Yáñez-Arancibia *et al.* 1994 ; Baran et Hambrey 1998 ; Welcomme 1999).

Toutefois, Albaret (1994) propose de classer l'ichtyofaune lagunaire en 8 catégories prenant en compte de façon plus précise l'utilisation des MEL par les populations. La neuvième catégorie présentée sur la figure 4.3, est celle des « formes continentales », très exceptionnellement présentes en estuaire, comme récemment en Gambie (M. Simier, IRD, comm. pers) et à Nokoué (Niyonkuru 2001). Ces espèces pénètrent dans les eaux saumâtres mais avec une tolérance limitée aux basses salinités (moins de 5) ou pendant la période où la salinité est nulle. La classification de l'ichtyocénose estuarienne proposée par Albaret (1994) est la suivante: les formes continentales occasionnelles (Co) ; formes continentales à affinité estuarienne (Ce) ; formes estuariennes d'origine continentale (Ec) ; formes estuariennes d'origine marine (Em) ; formes estuariennes strictes (Es) ; formes marines accessoires (Ma) ; formes marines-estuariennes (ME) ; formes marines occasionnelles (Mo). Cette organisation facilite les synthèses d'études des MEL car elle permet de prendre en compte les caractéristiques bioécologiques comme le lieu de reproduction, la distribution et la présence des diverses écophases de l'espèce ou de la population considérée.

#### **4.2.2.4.1. Comparaison des assemblages biologiques dans chaque MEL considéré**

##### **4.2.2.4.1.a. Composition spécifique**

Au plan mondial le niveau de richesse spécifique dans les MEL de l'Afrique de l'Ouest est remarquablement élevée par rapport à d'autres (Albaret 1999 ; Blaber 2000). Dans le tableau 4.4 ne figurent que les espèces ayant été signalées dans les diverses études faites dans les milieux considérés. Quelques espèces sont signalées dans un milieu (par exemple le Sine-Saloum), mais non dans le milieu adjacent (la Gambie dans notre exemple).

**Tableau 4.4.** Richesse spécifique de poissons dans les MEL considérés dans cette étude par comparaison avec les milieux marins et continentaux adjacents.

Nom	Type de milieu	Pays	Richesse spécifique			Référence
			Côte maritime	MEL lui-même	Continentale amont	
Sine-Saloum	Estuaire	Sénégal	292	123	-	Baran 2000
Gambie	Estuaire	Gambie	292	89	96	Baran 2000
Ébrié	Lagune	Côte d'Ivoire	103	153	112	Albaret 1994
Nokoué	Lagune	Bénin	103	67	123	Lalèyè et Philippart 1997

L'estuaire de Sine-Saloum présente une richesse spécifique globale relativement élevée comprenant 114 espèces (Diouf 1996), malgré son état d'hypersalinité inversée. Les familles les plus représentées sont les Carangidés, Mugilidés et Sciaenidés avec 7 espèces chacune (Diouf 1996). D'après Baran (2000) et Vidy (2000), la richesse spécifique atteindrait même 123 (Tableau 4.4). Les interactions complexes entre les facteurs géographiques, écologiques, atmosphériques, hydrologiques, biologiques, parmi d'autres, ont contribué à une telle diversité élevée (Albaret 1994 ; Albaret et Diouf 1994 ; Baran 1995 ; Bouso 1996 ; Diouf 1996 ; Baran 2000). Selon la dernière étude faite au Sine-Saloum par Simier *et al.* (2004), 73 espèces seulement appartenant à 35 familles ont été recensées.

En Gambie, la richesse spécifique est également assez élevée comparée à d'autres fleuves tropicaux. Avant la sécheresse, plus de 100 espèces de poissons y ont été identifiées représentant 37 familles dans le secteur du fleuve situé entre Georgetown et Bansang, long d'environ 30 kilomètres (Lesack 1986). La richesse spécifique dans l'estuaire indiquée par Dorr *et al.* (1985) est 52 espèces. Pendant les années 90, Diouf (1996) a signalé 95 espèces et Baran (2000) seulement 89 dans le (Tableau 4.4). Albaret *et al.* (2004) ont recensé un total de 70 espèces appartenant à 32 familles dont les plus représentées sont les Carangidés et Sciaenidés (6 espèces), les Mugilidés (5) puis les Clupeidés et Haemulidés (4 chacune).

En Côte d'Ivoire, un total de 153 espèces appartenant à 71 familles a été enregistré sur toute la lagune (Tableau 4.4). Les Carangidés, composés de 11 espèces, ont été la famille la plus représentée (Écoutin 1992 ; Albaret 1994 ; Diouf 1996 ; Guiral *et al.* 1999). La lagune Ébrié est caractérisée par une faune principalement d'origine continentale traversant la région biogéographique du Ghana à la Côte d'Ivoire. D'ailleurs cette lagune présente une double source potentielle puisqu'elle peut être colonisée par des espèces venant de l'océan et des milieux aquatiques dulcicoles contigus (Diouf 1996 ; Lévêque 1997 ; Baran 2000).

Dans le lac Nokoué, nous remarquons que le nombre d'espèces observées a varié considérablement depuis 40 ans. Gras (1961) a indiqué 87 espèces appartenant à 43 familles pendant son étude des années 1960-1961. Lalèyè (1995) a signalé 78 espèces appartenant à 36 familles. À la fin des années 90, Adité et Winemiller (1997), ont recensé 35 espèces appartenant à 20 familles étaient enregistrées dans le lac tandis que Lalèyè *et al.* (1997) ont indiqué une richesse spécifique plus élevée, 67 espèces appartenant à 33 familles. Selon Adité

et Winemiller (1997), les Mugilidés étaient la famille la plus représentée avec 8 espèces. Au contraire, Lalèyè *et al.* (1993) ont signalé que les Gobiidés étaient la famille la plus représentée. Récemment, Niyonkuru (2001) et Lalèyè *et al.* (2003a) ont recensé 50 espèces appartenant à 33 familles.

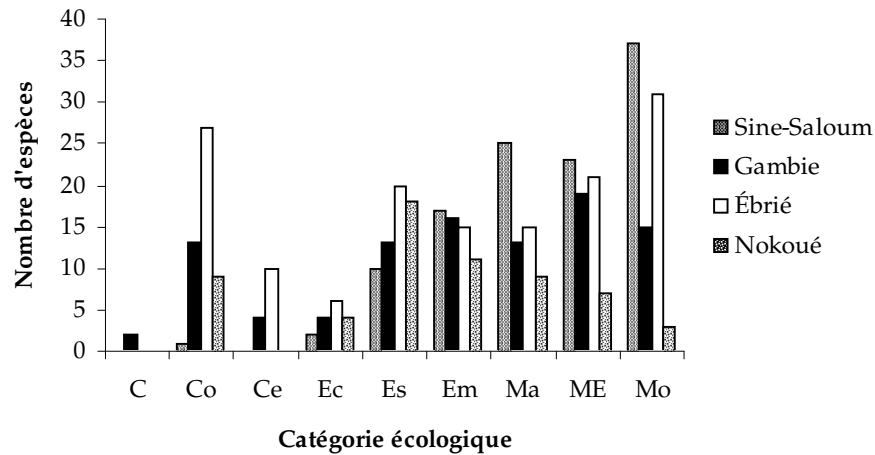
Dans les quatre milieux considérés, les échantillons les plus récents semblent indiquer une diminution du nombre d'espèces survenue ces dernières années. Une liste comparative de l'ichtyofaune des quatre MEL est présentée dans l'annexe I.

En comparant ces listes faunistiques, la présence de 28 espèces ubiquistes est remarquée. Ce sont des formes estuariennes strictes, marines à affinité estuariennes, marines estuariennes et une espèce marine accessoire (Annexe I). Ce sont: *Strongylura senegalensis*, *Caranx hippos*, *Trachinotus teraia*, *Sarotherodon melanotheron*, *Tilapia guineensis*, *Tylochromis jentinki*, *Ethmalosa fimbriata*, *Pellonula leonensis*, *Bostrychus africanus*, *Elops lacerta*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres nigri*, *Porogobius schlegelii*, *Pomadasys jubelini*, *Monodactylus sebae*, *Liza dumerili*, *Liza falcipinnis*, *Liza grandisquamis*, *Mugil cephalus*, *Mugil curema*, *Citarichthys stampflii*, *Polydactylus quadrifilis*, *Scomberomorus tritor*, *Epinephelus aeneus*, *Synaptura cadenati*, *Sphyræna afra*, *Lagocephalus laevigatus* et *Trichiurus lepturus*. Les Mugilidés sont la famille la plus diversifiée (5 espèces) présente dans les 4 écosystèmes. Mais les Clupéidés, Carangidés ou les Cichlidés sont les familles dominantes en terme d'abondance et de biomasse selon le milieu considéré comme indiquée à l'annexe I.

Les espèces souvent rencontrées sont des formes marines ou estuariennes à affinité marine (Diouf 1996 ; Baran 2000 ; Simier *et al.* 2004). La proportion élevée d'espèces marines classées (Ma, ME, Mo et Em) par rapport aux espèces continentales (une seule espèce citée par Diouf en 1996 : *Chromidotilapia guentheri*) dans l'estuaire du Sine-Saloum (Figure 4.4) provient de l'absence d'eaux continentales limitrophes et est due à la salinité qui augmente particulièrement pendant la saison sèche (Albaret et Diouf 1994; Bousso 1996 ; Diouf 1996 ; Baran 2000 ; Simier *et al.* 2004). L'indice de diversité moyen obtenu par Diouf (1996) est entre 1,2 (Diomboss) et 1,6 (Bandiala et Saloum) tandis que l'équitabilité dans l'ensemble de l'estuaire est toujours inférieure à 0,80. Cette dernière indique le manque de stabilité de l'écosystème dû aux vagues de colonisations d'espèces abondantes à affinité marine comme *Sardinella maderensis*, *Ethmalosa fimbriata*, *Chloroscombrus chysurus*.

Dans l'annexe I, nous remarquons que l'estuaire de la Gambie accueille une ichtyofaune d'eau douce des familles Mormyridés, Characidés, Gobiidés mais aussi des formes marines et estuariennes (Dorr *et al.* 1985 ; Baran 2000 ; Albaret *et al.* 2004). Nous n'observons des espèces d'affinité continentales « strictes » (C) que dans cet estuaire (Figure 4.4). Les variations hydrographiques saisonnières contribuent à l'importance relative de ces trois types de faune piscicole.

La lagune Ébrié présente aussi une grande proportion d'espèces marines, estuariennes et d'origine continentale (Albaret 1994 ; Baran 2000) (Figure 4.4). Paugy *et al.* (1994) ont indiqué que la proportion élevée d'espèces continentales est due aux migrations de ces dernières de l'intérieur de la région biogéographique Côte d'Ivoire–Ghana. De plus, les variations hydrographiques jouent un rôle important sur la diversité.



**Figure 4.4.** Répartition des espèces par catégorie éco-biologique dans les 4 écosystèmes considérés (Sources Niyonkuru 2001 ; Simier *et al.* 2003 ; Lalèyè *et al.* 2003a)

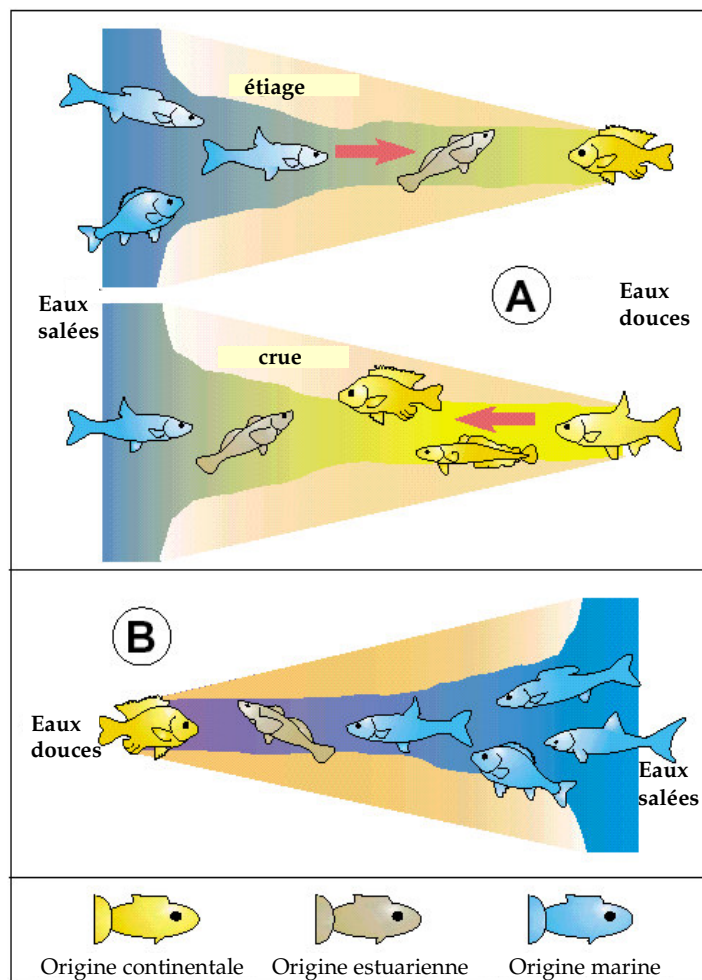
Au lac Nokoué, les composantes estuariennes sont les plus représentées (Annexe I). Les formes marines pénètrent très rarement et sont uniquement localisées à proximité de l'embouchure. Niyonkuru (2001) a indiqué que la richesse spécifique moyenne la plus élevée est de 20 (15 à 23) au mois de novembre et que le minimum est de 6 (3 à 11) au mois de janvier. Parmi les trois stations considérées au lac Nokoué, la richesse spécifique est la plus faible dans la station de Ganvié alors qu'elle est la plus élevée au Zogbo. Le maximum de l'indice moyen de diversité de Shannon obtenu est de 3,2 au mois de novembre.

#### 4.2.2.4.1.b. Variations spatio-temporelles de la richesse spécifique

Du point de vue écologique, nous remarquons que de nombreuses espèces de poissons sédentaires ou résidents permanents utilisent les MEL côtiers (Albaret et Diouf 1994 ; Domain 1999). La grande variabilité hydrologique de ces milieux leur permet de constituer des nurseries pour de nombreuses espèces de poissons et même les crustacés (i.e. crevettes) (Albaret et Diouf 1994 ; Whitfield 1999 ; Vidy *et al.* 2004). Albaret et Écoutin (1990) ont indiqué que les connaissances des caractéristiques écologiques de ces milieux permettent d'en décrire les mécanismes fondamentaux du fonctionnement.

Baran (2000) a proposé (Figure 4.5) deux hypothèses complémentaires pour expliquer la grande richesse spécifique des MEL ouest africains :

- (a) Dans les MEL « normaux », comme dans l'estuaire de la Gambie, la lagune Ébrié et le lac Nokoué, « la variabilité hydrologique entre les étiages et les crues conduit à une grande mobilité de la zone saumâtre. Pendant la saison de pluies, les apports massifs d'eau douce des rivières reliées à ces écosystèmes modifient leurs caractéristiques hydrochimiques. La majeure partie de la zone définie géographiquement comme un estuaire devient semblable à une rivière et se trouve lentement colonisée par des espèces strictement dulcicoles. La colonisation par les



**Figure 4.5.** Faunes et régimes hydrologiques dans les MEL de l’Afrique de l’Ouest. (A) Succession des espèces marines et continentales due à l’occurrence d’une forte variabilité hydrologique dans les MEL à gradient de salinité normal et (B) dans le cas d’un gradient inverse, comme au Sine-Saloum. Faune d’eau douce réduite mais présence d’un nombre élevé d’espèces d’origine marine (D’après Baran 2000).

espèces marines, à l’état juvénile ou adulte et souvent en quête de nourriture, survient pendant la saison sèche quand l’embouchure de l’estuaire présente les caractéristiques de l’eau de mer. Ces incursions saisonnières d’espèces entre ces deux écosystèmes adjacents se combinent avec la présence permanente d’une communauté typiquement estuarienne » (Figure 4.5a).

(b) Dans un estuaire à salinité inversée comme le Sine-Saloum, « le déficit d’espèces continentales est compensé par la présence d’un plus grand nombre d’espèces d’origine marine. Ceci est dû à l’influence nulle des eaux continentales et les populations sont structurées selon un gradient de salinité croissante de l’aval vers l’amont. L’entrée dans ces zones n’est pas limitée par la présence d’eau saumâtre ni par la compétition d’espèces d’eaux douces » (Figure 4.5b) (Baran 2000).



**Tableau 4.5.** Liste des espèces ayant une activité reproductrice dans les MEL:+ reproduction dans les MEL ; - maturation dans les MEL mais l'espèce ne se reproduit pas ; A espèce absente ; ND information non disponible (Sources : Dorr *et al.* 1985 ; Albaret 1994 ; Diouf 1996 ; Vidy 2000 ; Niyonkuru 2001 ; Vidy *et al.* 2004).

Espèces	Code	CE	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
<i>Aplocheilichthys spilaulchen</i>	ASP	Es	+	A	+	A
<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME	-	+	-	A
<i>Arius parkii</i>	ARP	Ma	+	ND	A	A
<i>Bostrichus africanus</i>	HAF	Es	+	ND	+	A
<i>Brycinus longipinnis</i>	ALO	Ce	A	-	+	A
<i>Chromidotilapia guenterei</i>	CGU	Co	+	A	+	A
<i>Chrysichthys auratus</i>	CFI	Ec	A	A	+	+
<i>Chrysichthys maurus</i>	CWA	Ec	A	ND	+	+
<i>Citarichthys stampflii</i>	CST	Em	-	ND	+	+
<i>Cynoglossus monodi</i>	CYM	Mo	+	A	A	A
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	+	ND	+	+
<i>Drepane africana</i>	DAF	ME	+	ND	-	A
<i>Dasyatis margarita</i>	DMA	Em	+	ND	+	A
<i>Dasyatis margaritella</i>	DAM	Em	+	ND	A	A
<i>Eleotris vittata</i>	EVI	Es	A	ND	+	ND
<i>Ephippion guttiferum</i>	EGU	ME	+	ND	-	A
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em	+	+	+	+
<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	+	+	-	A
<i>Gerres nigri</i>	GNI	Es	+	+	+	+
<i>Gobionellus occidentalis</i>	OOC	Es	+	+	+	+
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	HBR	Ma	+	A	A	A
<i>Hemichromis fasciatus</i>	HFA	Ec	+	A	+	+
<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em	+	ND	-	A
<i>Liza bandialensis</i>	LBA	Ma	+	A	A	A
<i>Liza dumerili</i>	LDU	Em	+	ND	-	-
<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	+	ND	+	+
<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	Em	+	ND	+	+
<i>Lobotes surinamensis</i>	LSU	Ma	+	A	-	ND
<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	Es	+	+	+	+
<i>Mugil curema</i>	MCU	ME	+	A	-	-
<i>Pellonula leonesis</i>	PEF	Ec	+	+	+	+
<i>Pentanemus quiquarius</i>	PQQ	Ma	+	ND	-	A
<i>Periophthalmus barbarus</i>	PPA	Es	+	ND	+	A
<i>Pseudotolithus brachygnathus</i>	PBR	ME	+	ND	A	A
<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	Em	+	+	+	A

Tableau 4.5. Cont.

Espèces	Code	CE	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	Em	+	ND	+	+
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	PLM	Em	+	ND	-	A
<i>Porogobius schelegelii</i>	ACS	Es	+	+	+	+
<i>Pomadasys peroteai</i>	PPE	Em	+	ND	A	A
<i>Rhinoptera bonasus</i>	RBO	Mo	+	A	A	A
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	Es	+	+	+	+
<i>Schilbe intermedius</i>	SIN	Ce	A	A	A	ND
<i>Schilbe mandibularis</i>	EME	Ce	A	A	+	A
<i>Schilbe mystus</i>	SMY	Ce	A	+	A	A
<i>Strongylura senegalensis</i>	BES	Em	+	ND	+	+
<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	Es	+	+	+	+
<i>Tilapia mariae</i>	TMA	Ec	A	A	+	A
<i>Trachinotus teraia</i>	TFA	Em	+	+	+	ND
<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	Ma	+	ND	-	-
<i>Tylochromis jentinki</i>	TJE	Es	A	ND	+	A
<i>Yongeichthys occidentalis</i>	GTH	Es	+	A	+	A

Le rôle de ces milieux comme nurseries a été admis par plusieurs auteurs : Diouf (1996) et Vidy (2000) pour l'estuaire du Sine-Saloum ; Dorr *et al.* (1985) et Vidy *et al.* (2004) pour l'estuaire de la Gambie, Albaret (1994) pour la lagune Ébrié et Niyonkuru (2001) pour le lac Nokoué.

Selon Albaret (1994) la période de la reproduction est très étalée mais variable suivant les espèces et leur catégorie écologique. L'activité reproductrice des formes continentales semble plus élevée pendant la saison des pluies et c'est le contraire pour les formes marines. Les zones d'alimentation sont souvent différentes de celles de reproduction.

Diouf (1996) et Bousso (1996) ont indiqué que l'utilisation de l'estuaire de Sine-Saloum pour la reproduction est très limitée. Moins de la moitié des espèces (44 exactement) ont été rencontrées en activité de reproduction dans l'estuaire. Parmi celles-ci, 36 espèces s'y reproduisent d'une façon régulière et 8 exceptionnellement. Dans la lagune Ébrié, parmi les 156 espèces recensées par Albaret (1994), seules 29 espèces ont une reproduction lagunaire.

La reproduction de ces espèces, surtout pour des formes estuariennes, est très étalée et de durée variable comme dans l'estuaire de Gambie (Vidy *et al.* 2004). En revanche, Vidy (2000) a observé une reproduction et un recrutement en provenance de la mer nettement saisonniers au Sine-Saloum. Les espèces à affinité estuarienne semblent se reproduire avant la saison des pluies ; l'apparition des juvéniles de formes marines survient pendant la saison des pluies. Ceci est en accord avec la succession des espèces dans l'estuaire du Sine-Saloum qui est liée aux caractéristiques hydrodynamiques de l'eau directement dépendante des variations climatiques comme indiquées par Baran (2000).

Dans tous ces milieux, nous remarquons des espèces comme *Pomadasys jubelini*, *Tilapia guineensis*, *Sarotherodon melanothron*, *Pellonula leonensis*, *Monodactylus sebae* et certaines espèces de Gobiidés qui se reproduisent et présentent une activité sexuelle plus ou moins étalée (Tableau 4.5).

Dans l'estuaire de la Gambie, Dorr *et al.* (1985) ont indiqué que *Galeoides decadactylus*, affiche sa maturité sexuelle durant toute l'année mais le pic de reproduction apparaît pendant la saison sèche.

Au lac Nokoué, nous observons des espèces venant de la mer et pénétrant souvent dans les eaux douces dans celles des genres : *Arius*, *Caranx*, *Epinephelus*, *Lutjanus*, *Gerres*, *Glossogobius*, *Polydactylus*, *Mugil*, *Carcharinus* et *Pristis*. Par ailleurs, des espèces comme *Albula vulpes*, quelques *Arius*, ou *Bathygobius*, ne pénètrent pas dans les eaux intérieures au-delà des estuaires ou de la limite des mangroves.

### 4.3. Conclusions

Pour l'ensemble des biocénoses, le nombre et la diversité des espèces rencontrées dans ces milieux sont très variables suivant les grands groupes. Parmi les espèces à affinité saumâtre nous pouvons citer, entre autres, les algues (notamment les diatomées), les Rotifères, les Nématodes, les Annélides, les Mollusques, les crustacés inférieurs (i.e. copépodes, et les autres formes zooplanctoniques ; Ostracodes, Isopodes, Amphipodes, etc.), les crustacés supérieurs (i.e. crabes et crustacés) et les poissons.

Nous pouvons dire que la faune ichthyologique des eaux saumâtres tropicales est essentiellement une faune transfuge composée surtout d'espèces euryhalines à affinité marine dominante mais aussi d'espèces dulcicoles qui pénètrent dans les eaux peu salées. Les poissons marins tropicaux sont moins sensibles aux variations de salinité, surtout les baisses de salinité, que les espèces dulcicoles généralement très sensibles et qui ne pénètrent que rarement dans les milieux saumâtres (Pauly 1985). Les quatre écosystèmes considérés dans cette étude présentent pour les poissons une diversité faunistique élevée. Le nombre d'espèces rencontrées est du même ordre de grandeur que dans d'autres milieux saumâtres répertoriés par Blaber (2002) : entre 60 et 153 dans des milieux ouverts et de superficie voisine.

Au niveau écologique, même si certaines espèces peuvent opérer leur cycle biologique complet (surtout les invertébrés comme les mollusques et les crustacés inférieurs), d'autres espèces à large valence euryhaline comme les crustacés supérieurs et les poissons ont impérativement besoin d'effectuer des migrations sporadiques ou saisonnières. Une particularité des espèces fréquentant les eaux saumâtres est le polymorphisme dû à l'influence que le biotope exerce sur les traits de vie : premiers stades de développement, croissance, cycles biologiques des êtres qui l'habitent. Généralement, les stratégies spatio-temporelles sont liées aux déplacements effectués pour se reproduire et se nourrir. Le rôle trophique de ces milieux sera étudié plus en détail au chapitre 6.

Les changements climatiques globaux semblent avoir joué un rôle dans la présence des divers types d'organismes, principalement les poissons, dans le Sine-Saloum. Dans les autres cas, par exemple la lagune Ébrié, c'est le régime hydrologique à fortes variations saisonnières des affluents joint aux apports saisonniers d'eaux marines qui contribue à augmenter la diversité. Il convient alors de tenter d'approcher de façon quantitative et statistique les communautés de poissons de ces quatre milieux telles qu'elles sont apparues à la suite des campagnes d'échantillonnages évoquées au chapitre précédent.

# Chapitre 5

## Typologie du peuplement ichthyologique : Diversité et amplitude d'habitat

---

### 5.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous exposons notre étude des communautés de poissons telles qu'abordées avec les méthodes statistiques exposées au chapitre 3 en vue de caractériser le niveau de stress et de dysfonctionnement des quatre écosystèmes. Les données utilisées proviennent des programmes de recherches sur les peuplements de poissons des estuaires et lagunes de l'Ouest Africain (Niyonkuru 2001 ; Simier *et al.* 2003).

### 5.2. Diversité des peuplements de poissons

L'apprentissage des SOM (« Kohonen's Self-Organizing Map ») sur la présence et l'absence de espèces dans les stations des écosystèmes considérés a été intégré dans la couche d'entrée de la SOM et a permis de classer des stations selon les distributions de poissons et leur probabilité d'occurrence. Les stations ont été regroupées dans la SOM selon la similarité des espèces qui y sont rencontrées. Cette analyse n'a pu être effectuée sur le lac Nokoué car le nombre de stations (3) n'est pas suffisant (voir chapitre 3).

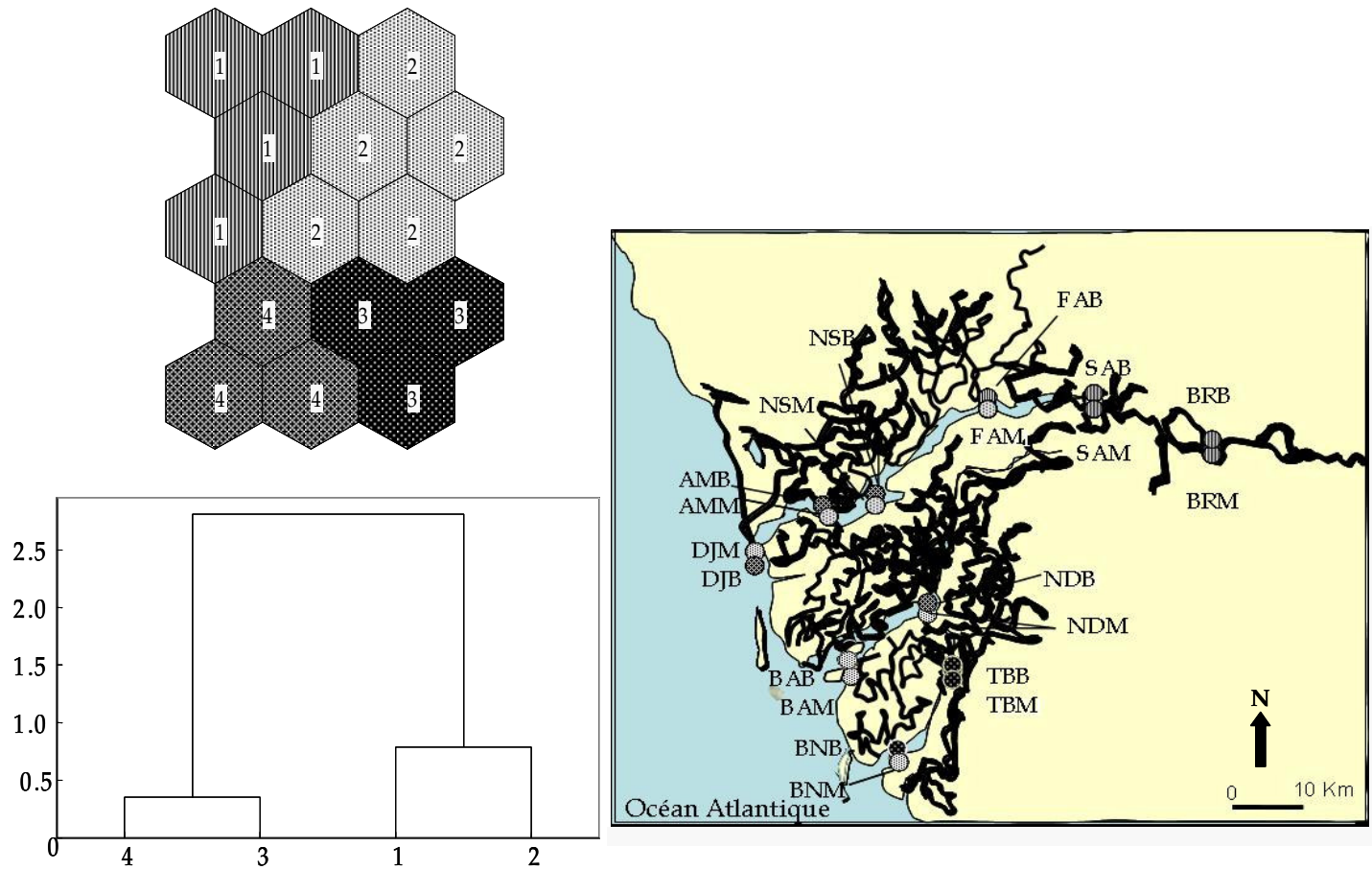
Les sites d'échantillonnages ont été classés grâce à la SOM selon la composition de leur faune ichthyologique en 15, 34 et 35 nœuds pour le Sine-Saloum, Gambie et Ébrié, respectivement. Pour ces trois écosystèmes, les études préliminaires ont montré que les nœuds de sortie présentaient alors une faible erreur d'apprentissage (entre 2,069 et 2,138 qui est la différence entre les valeurs réelles et celles calculées) et permettaient ainsi l'interprétation écologique de la diversité bêta. Selon Park *et al.* (2003) la validité du nombre de cellules adopté peut être déterminée par le calcul de l'erreur topographique obtenue à la fin de chaque apprentissage non supervisé mais, dans cette étude, nous avons essayé de valider les résultats en considérant les caractéristiques physiques similaires des stations dans chaque milieu. Pour les trois analyses effectuées, nous avons obtenu une erreur topographique de 0. L'analyse de la similarité conduit à un arrangement dans le sens des aiguilles d'une montre (i.e. Sine-Saloum et Ébrié) ou dans le sens contraire (i.e. Gambie) des nœuds à l'intérieur de la SOM révélant un gradient longitudinal très clair par examen de la SOM et de la localisation géographique des sites ou stations ainsi classées.

La matrice des connections de chaque matrice de présence – absence de chaque espèce a été employée pour réaliser le dendrogramme. En outre, chaque nœud représente un pool de diversité alpha regroupant globalement les mêmes espèces. Un nœud n'est pas basé directement sur la richesse spécifique mais représente un groupe de sites ayant une diversité locale (diversité alfa) donnée. L'hypothèse est que les assemblages locaux ne sont pas saturés et pourraient accueillir d'autres espèces ayant les mêmes caractéristiques écophysologiques et susceptibles de coloniser le même espace. Les résultats de l'analyse de hiérarchisation sont présentés sous forme de dendrogrammes (Figures 5.1 à 5.3).

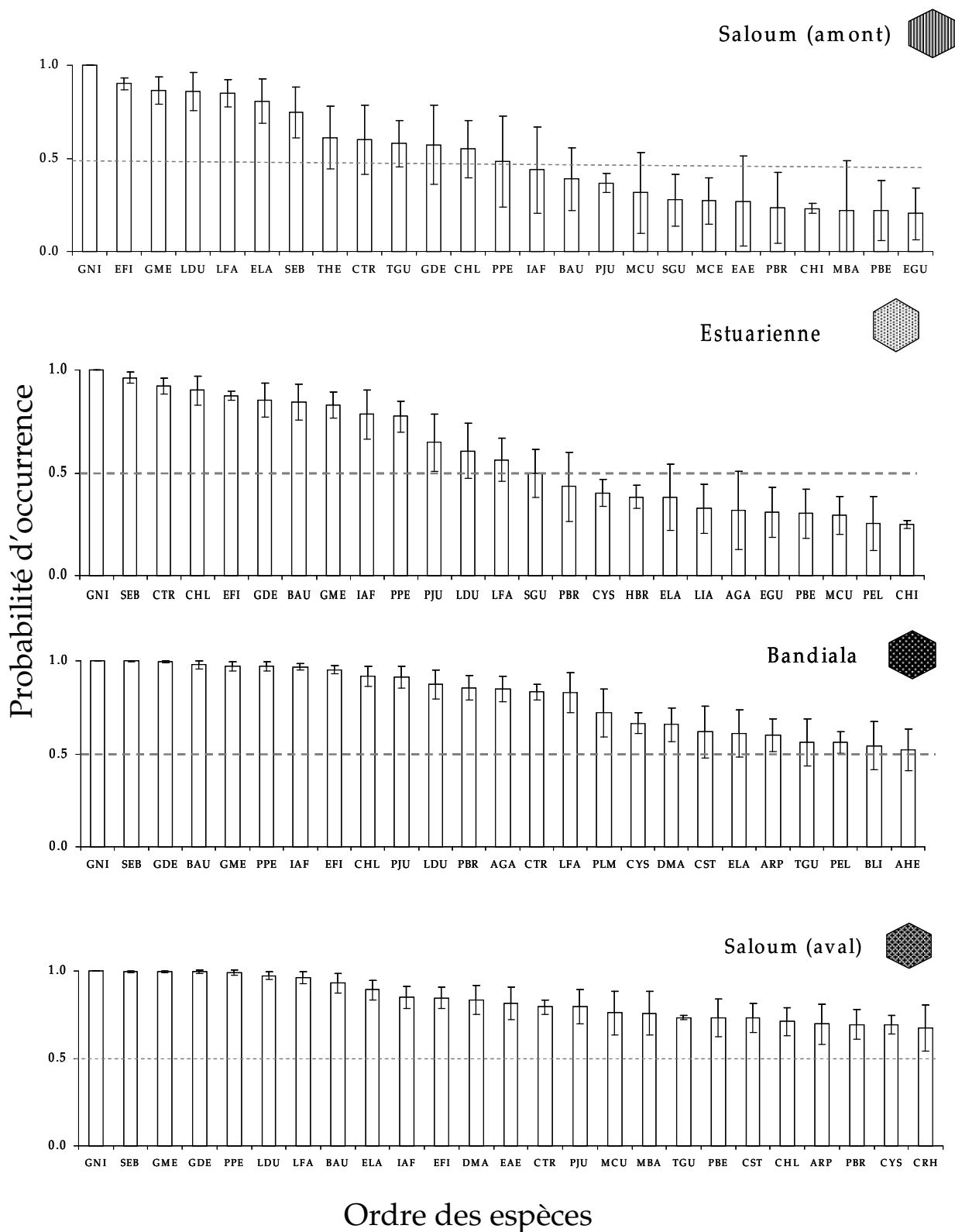
Dans l'estuaire du Sine-Saloum, pour le début des années 90, nous avons identifié quatre groupes de stations (Figure 5.1). Le premier correspond au cours supérieur du Saloum (Cluster 1). Les espèces qui y vivent acceptent de très dures conditions de salinité. Pendant la période considérée, Diouf (1996) a indiqué que la salinité sur les sites (FAB, FAM, SAB, SAM, BRB et BRM) peut atteindre jusqu'à 180. Le deuxième groupe (C2) rassemble des stations colonisées par des espèces à forte affinité pour les eaux marines et localisées dans l'embouchure et les 3 bras du Sine-Saloum. Les espèces concernées migrent souvent vers la haute mer et/ou habitent des zones démersales côtières proches. Le troisième groupe (C3) représente principalement des stations dans les méandres du Bandiala habitées par des espèces estuariennes strictes ou à tendance marine. Le quatrième groupe (C4) inclut les sites situés principalement dans les méandres de la partie inférieure du Saloum (Figure 5.1).

Le poids des connections entre les variables d'entrée et de sortie pour chaque espèce a permis de déterminer la probabilité de présence de ces espèces dans chacune des 4 unités ou stations virtuelles de la SOM. La distribution des probabilités de présence des espèces dans les 4 groupes de stations obtenus à partir de la SOM pour le Sine-Saloum est présentée sur la figure 5.2. Dans le cours supérieur du Saloum (C1) et les zones sous influence estuarienne (C2) les probabilités de rencontrer les espèces dominantes sont sensiblement plus basses qu'en C3 et C4. Le Bandiala (C3) et surtout le cours inférieur de Saloum (C4) ne sont pas limitants en terme de diversité car les probabilités d'y rencontrer les 25 espèces dominantes y sont élevées (toutes supérieures à 50 %). Nous observons, par contre, que des espèces dominantes n'ont pas la même probabilité d'occurrence dans ces deux clusters. Nous y observons même l'occurrence de nombreuses espèces communes au Bandiala et dans le cours inférieur de Saloum (Tableau 5.1). Nous observons l'occurrence dominante de *Gerres nigri* dans tous les autres assemblages obtenus grâce aux SOM, suivi par *Sardinella maderensis* qui est aussi la plus dominante sauf dans la partie hypersalée du Saloum. *Sardinella maderensis* a été observée en abondance à plusieurs endroits (J.-J. Albaret, IRD, comm. pers.). Une certaine dominance des espèces d'affinité marine est observée dans l'ensemble de l'estuaire. Parmi ces dernières, en plus des deux autres déjà mentionnées, il existe *Eucinostomus melanopterus*, *Galeoides decadactylus* et *Ethmalosa fimbriata*. Nous ne remarquons l'occurrence élevée de *Sarotherodon melanotheron* que dans la partie amont du Saloum tandis que *Tilapia guineensis* et *Elops lacerta* peuvent être trouvés partout sauf près de l'embouchure (Figure 5.2). L'occurrence de *Arius heudelotii*, *Arius latiscutatus*, *Batrachoides liberiensis*, *Plectorhincus macrolepis* et *Pseudotolithus elongatus* (PEL) semble forte au Bandiala (C3) tandis que *Sphyraena guachancho* se rencontre près de l'embouchure.

Les espèces à affinité marine (ME, Ma, Mo, Em) sont les plus fréquentes dans les 4 zones (Tableau 5.1). Ceci est en accord avec les données de Simier *et al.* (2004). Les espèces estuariennes strictes (Es) sont *Gerres nigri*, *Tilapia guineensis* et *Sarotherodon melanotheron*. Les espèces marines estuariennes (ME) et estuariennes-marines (Em) semblent coloniser les quatre zones. La plupart des espèces marines accessoires semblent fréquenter essentiellement Bandiala (C3) et parfois les zones sous influence estuarienne (C2). Les espèces ubiquistes sont *Scomberomorus tritor*, *Pomadasy perotaei*, *Chloroscombrus chysurus*, *Gerres nigri*, *Eucinostomus melanopterus*, *Galeoides decadactylus*, *Cynoglossus senegalensis*, *Liza dumerili*, *Liza falcipinnis*, *Ethmalosa fimbriata*, *Sardinella maderensis* et *Tilapia guineensis* (Tableau 5.1).



**Figure 5.1.** Le Sine-saloum: quatre groupes principaux de stations ont été identifiés celles où le peuplement est à affinité: C1 Saloum (amont), C2 les zones sous influence estuarienne, C3 Bandiala et C4 Saloum (aval). Les informations obtenues par la SOM sont indiquées sur la carte géographique et les différentes intensités de gris traduisent les similarités entre les nœuds. Les probabilités de présence ne sont pas indiquées. Erreur d'apprentissage de 2,138 et erreur topographique de 0.



**Figure 5.2.** Probabilité d'occurrence des 25 espèces dominantes au Sine-Saloum montrant les 4 assemblages classés par la SOM et identifiés lors de l'analyse hiérarchisée. Les espèces considérées comme représentatives du site sont celles dont la probabilité de présence est supérieure à 0,5 (ligne en pointillé) L'écart-type est indiqué par les lignes verticales. Les abréviations des noms d'espèces sont données dans le tableau 5.1).

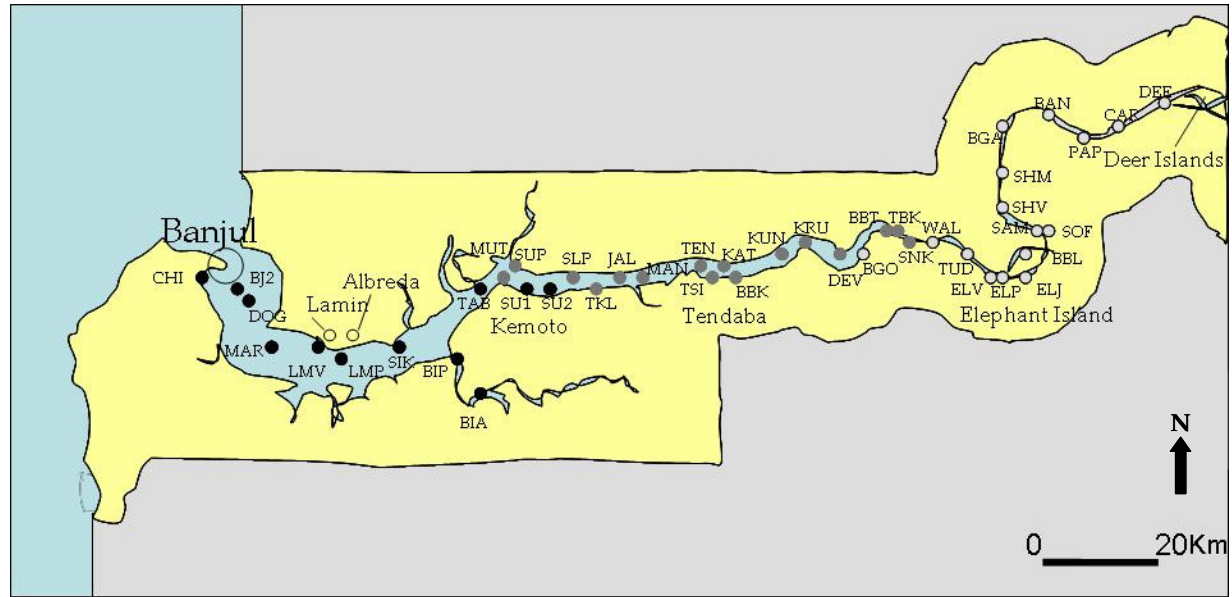
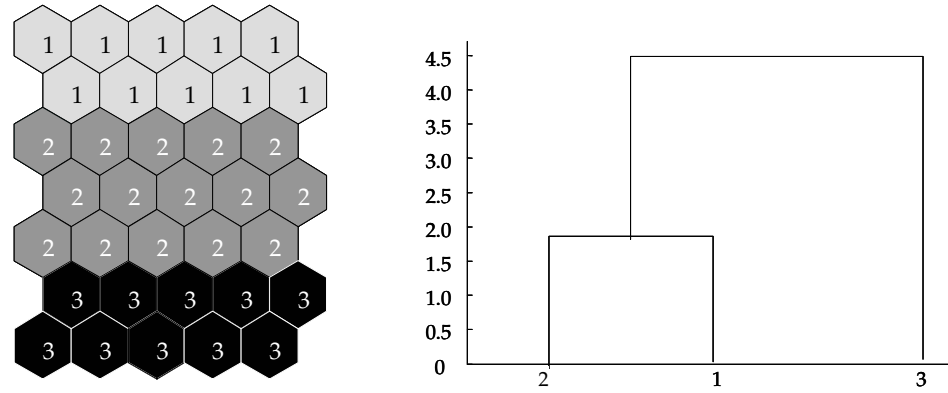


**Tableau 5.1.** Liste des espèces présentant une occurrence (\*) supérieure à 0,5 au Sine-Saloum dans chaque cluster (Ci). Quatre groupes de stations notées C1 à C4 ont été obtenus par la classification hiérarchique prenant en compte les vecteurs poids des neurones de sortie de la SOM. CE : Catégorie écologique, C1 : cours supérieur du Saloum ; C2 : zones sous influence estuarienne (Saloum, Diomboss et Bandiala) ; C3 : Bandiala et C4 : Cours inférieur du Saloum.

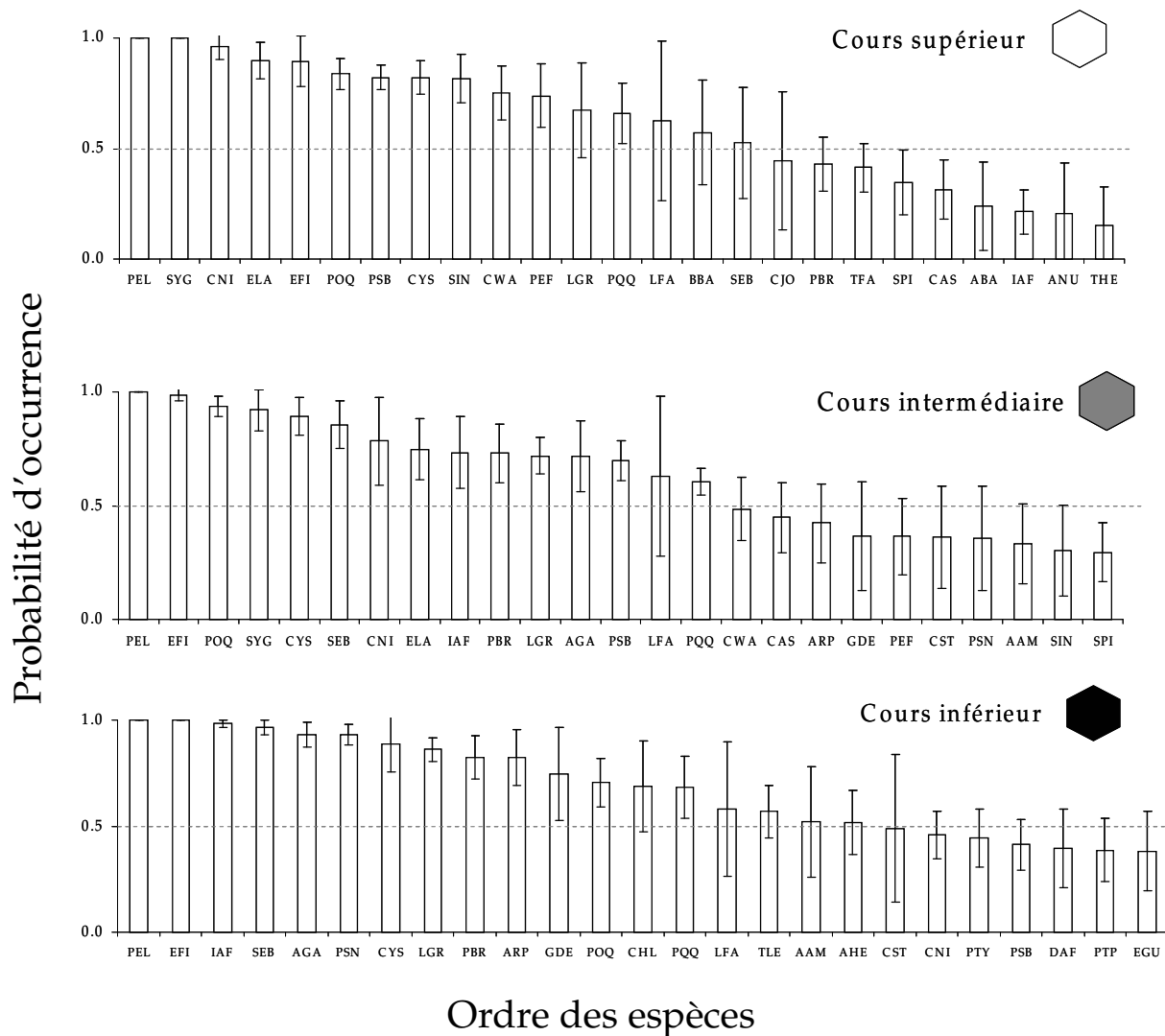
Espèce	Code	CE	C1	C2	C3	C4
<i>Arius heudelotii</i>	AHE	ME			*	
<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME			*	
<i>Arius parkii</i>	ARP	Ma			*	*
<i>Brachydeuterus auritus</i>	BAU	ME		*	*	*
<i>Batrachoides liberiensis</i>	BLI	Ma			*	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	ME	*	*	*	*
<i>Caranx rhoncus</i>	CRH	Mo				*
<i>Citarichthys stampflii</i>	CST	Em			*	*
<i>Scomberomorus tritor</i>	CTR	Ma	*	*	*	*
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	*	*	*	*
<i>Dasyatis margarita</i>	DMA	Em			*	*
<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME				*
<i>Elops lacerta</i>	ELA	ME	*		*	*
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em	*	*	*	*
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	ME	*	*	*	*
<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME	*	*	*	*
<i>Gerres nigri</i>	GNI	Es	*	*	*	*
<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em		*	*	
<i>Liza dumerili</i>	LDU	Em	*	*	*	*
<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	*	*	*	*
<i>Mugil bananensis</i>	MBA	ME				*
<i>Mugil curema</i>	MCU	Em				*
<i>Psettodes belcheri</i>	PBE	Ma				*
<i>Pseudotolithus brachygnathus</i>	PBR	ME			*	*
<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	Em			*	
<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	Em		*	*	*
<i>Plectorhinchus macrolepis</i>	PLM	Em			*	
<i>Pomadasys perotaei</i>	PPE	Em	*	*	*	*
<i>Pseudotolithus typus</i>	PTY	ME		*		*
<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	ME	*	*	*	*
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	Es	*			
<i>Sphyraena guachancho</i>	SGU	ME		*		
<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	Es	*		*	*
n = 33	-	-	14	16	25	25

Des variations nettes de la richesse spécifique peuvent être observées parmi les 4 clusters. Le cours supérieur du Saloum présente une richesse spécifique légèrement inférieure sans doute en raison de l'hypersalinité qui, à certaines époques de l'année, interdit l'accès de cette zone à beaucoup d'espèces, ce que Diouf (1996) appelle l'« effet amont ».

Le dendrogramme montre une distinction nette entre les clusters 1 et 2 d'une part et les clusters 3 et 4, d'autre part (Figure 5.1). Les clusters C1 et C2 correspondent à des stations où les espèces semblent les plus tolérantes aux variations de salinité, même avec une concentration plus forte qu'en mer. Les clusters 3 et 4 regroupent des stations où les espèces sont présentes dans la partie estuarienne des bolongs et leur occurrence peut être influencée par les conditions hydrologiques favorisant des espèces semblables à celles propres à coloniser l'estuaire.



**Figure 5.3.** Trois groupes principaux de stations dans l'estuaire de la Gambie ont été identifiés : celles où le peuplement est à affinité continentale (C1, cours supérieur), celles où le peuplement présente une affinité saumâtre (C2, cours intermédiaire) et celles où le peuplement présente une affinité marine (C3, cours inférieur). Erreur d'apprentissage de 2,019 et erreur topographique de 0. Les informations obtenues par la SOM sont indiquées sur la carte géographique et les différentes intensités de gris traduisent les similarités entre les nœuds. Les probabilités de présence ne sont pas indiquées.



**Figure 5.4.** Probabilité d'occurrence des 25 espèces dominantes en Gambie, montrant les trois assemblages de station classés par la SOM et identifiés lors de l'analyse hiérarchisée. Les espèces considérées comme représentatives du site sont celles dont la probabilité de présence est supérieur à 0,5 (ligne en pointillé) L'écart-type est indiqué par les lignes verticales. Les abrégés des noms d'espèces sont données dans le tableau 5.2.

En Gambie nous observons une distinction très claire entre les 35 nœuds (Figure 5.3). Trois regroupements ou clusters ont été obtenus. La partie supérieure de la carte SOM (C1) représente les sites du cours supérieur de la Gambie puis la partie intermédiaire de l'estuaire (C2) et enfin la partie inférieure (C3) correspondant à des sites proches de l'embouchure.

Le cours supérieur (C1) subit l'influence du fleuve et le cours inférieur celle de la mer (C3). La figure 5.4 révèle une faible similarité entre les trois clusters quant à la faune ichtyologique, contrairement à ce que l'on observe entre les 4 zones du Sine-Saloum.

**Tableau 5.2.** Liste des espèces de la Gambie dont l'occurrence dépasse 0,5 dans chaque cluster (Ci). Trois clusters notés ont été obtenus par la classification hiérarchique prenant en compte les vecteurs poids des neurones de sortie de la SOM. CE : Catégorie écologique, cours supérieur de la Gambie (C1), cours intermédiaire (C2) et cours inférieur (C3).

Espèce	Code	CE	C1	C2	C3
<i>Arius latiscutatus</i>	AGA	ME		*	*
<i>Arius heudelotii</i>	AHE	ME			*
<i>Arius parkii</i>	ARP	ME			*
<i>Bagrus bajad</i>	BBA	Ce	*		
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	ME			*
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	CNI	Ec	*	*	
<i>Chrysichthys maurus</i>	CWA	Ec	*		
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	*	*	*
<i>Elops lacerta</i>	ELA	ME	*	*	
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em	*	*	*
<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME			*
<i>Hemicaranx bicolor</i>	AAM	ME			*
<i>Ilisha africana</i>	IAF	Em		*	*
<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	*	*	*
<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	Em	*	*	*
<i>Monodactylus sebae</i>	PSB	Es	*	*	
<i>Pellonula leonensis</i>	PEF	Ec	*		
<i>Pentanemus quinquarius</i>	PQQ	Ma	*	*	*
<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	ME	*	*	*
<i>Pseudotolithus brachygnathus</i>	PBR	ME		*	*
<i>Pseudotolithus elongatus</i>	PEL	Em	*	*	*
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	PSN	Ma			*
<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	ME	*	*	*
<i>Schilbe intermedius</i>	SIN	Ce	*		
<i>Synodontis gambiensis</i>	SYG	Ce	*	*	
<i>Trichiurus lepturus</i>	TLE	ME			*
<b>n = 26</b>	-	-	16	15	18

Parmi les trois clusters, la partie inférieure de l'estuaire (C3) présente le plus grand nombre d'espèces (18) dont l'occurrence dépasse 0,50. La probabilité d'occurrence est faible pour ces mêmes espèces dans la partie « estuarienne » (C2). Cette partie présente la plupart des espèces trouvées soit dans la partie amont (C1) ou aval (C3) de l'estuaire. Nous constatons que cette partie est la plus favorable quand les conditions changent dans la zone marine ou continentale. En effet, elle devient selon les saisons et les déplacements des espèces, l'habitat de secours. La plupart des espèces à affinités continentale (Ec et Ce) sont présentes à l'amont (C1). Ainsi se trouvent confirmées les observations de Albaret *et al.* (2004) et de Vidy *et al.* (2004). Quelques espèces considérées comme estuariennes-continentales (Ec) telles que *Chrysichthys maurus*, *Chrysichthys nigrodigitatus* et *Pellonula leonensis* ont été observées dans le cours supérieur (C1) d'après le tableau 5.2.

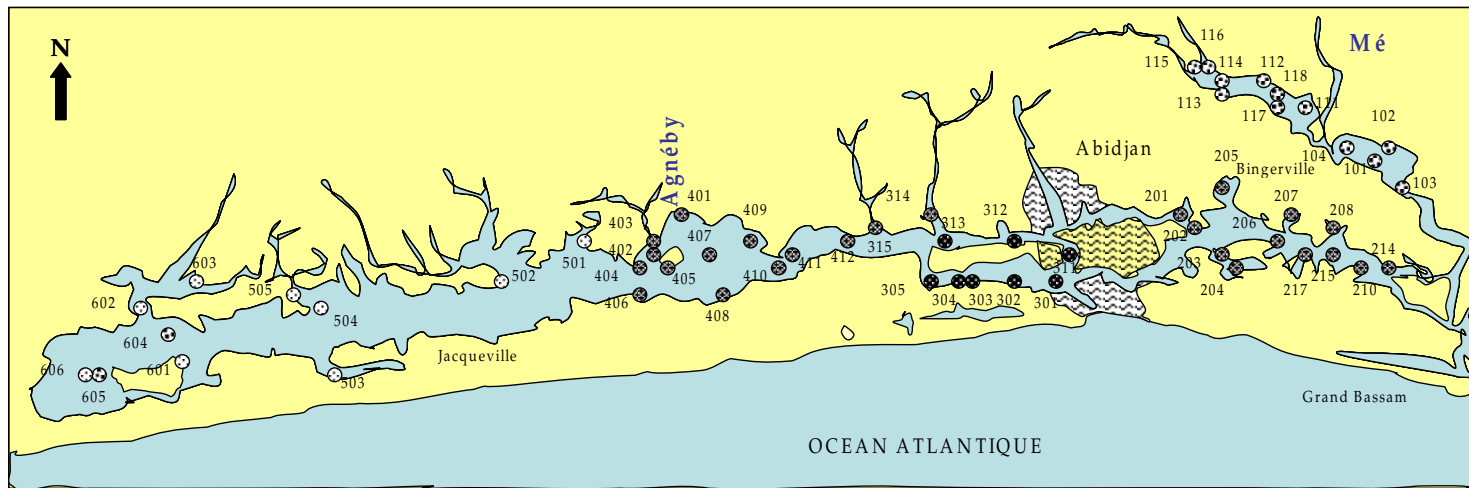
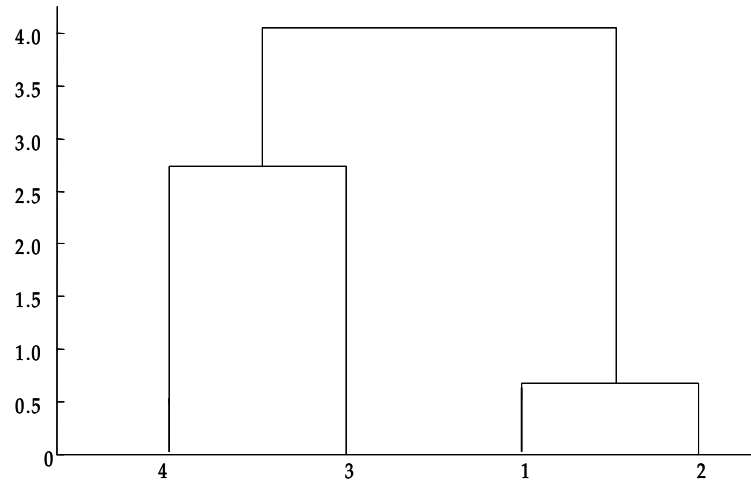
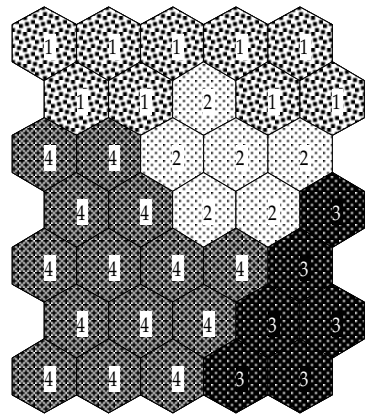
Les formes marines-estuariennes sont également présentes dans les trois zones. Même si quelques-unes de ces espèces sont plus fréquemment rencontrées près de l'embouchure (C3), elles sont aussi notées dans la partie amont de l'estuaire : *Polydactylus quadrifilis*, *Pentanemus quinquarius* et *Sardinella maderensis*. Vidy *et al.* (2004) ont indiqué la présence des nouvelles recrues de *Polydactylus quadrifilis* dans les eaux douces (C1) qui semblent bien tolérer la faible salinité surtout pendant la saison des pluies, quand l'apport des eaux douces est maximum. Laë *et al.* (2004) ont aussi indiqué une forte présence de cette

espèce dans les captures, y compris dans la partie amont de l'estuaire. Nous noterons surtout la forte probabilité de présence de *Pseudotolithus elongatus* dans tout l'écosystème. Les espèces ubiquistes sont *Pseudotolithus elongatus*, *Polydactylus quadrifilis*, *Pentanemus quinquarius*, *Cynoglossus senegalensis*, *Liza grandisquamis*, *Liza falcipinnis*, *Ethmalosa fimbriata* et *Sardinella maderensis* (Tableau 5,2).

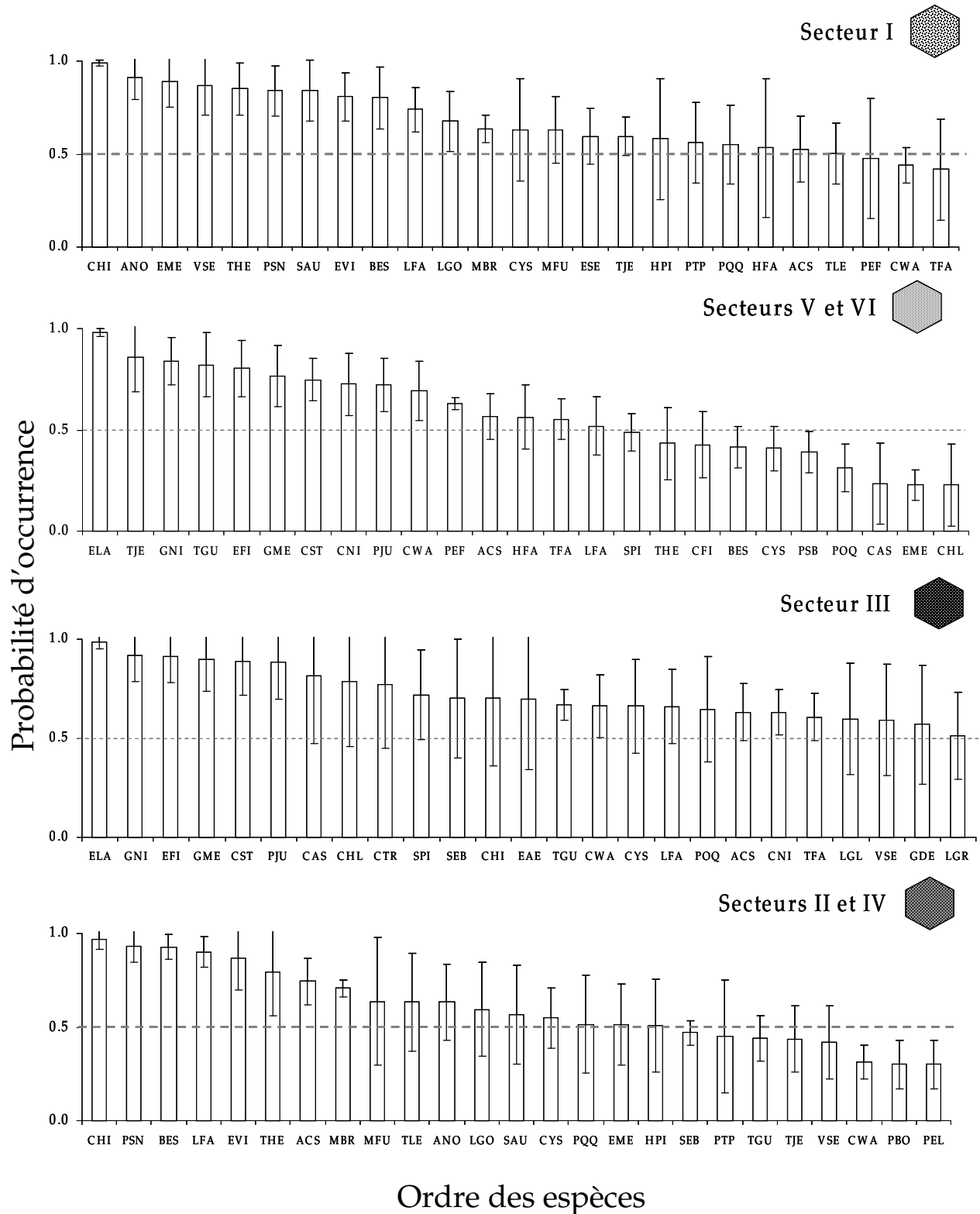
Le dendrogramme montre une séparation nette du cluster 3 (Figure 5.3) par rapport aux deux autres même si les espèces qui y vivent sont, pour beaucoup, communes avec le cluster 2. Ceci semble dû aux variations de salinité qui, pendant la saison sèche, permettent aux espèces à affinité marine de venir occuper la partie « estuarienne » (C2) de l'estuaire. Il en est de même en saison de pluies quand les espèces à affinité continentale viennent de la partie amont de l'estuaire (C1). Cette occupation saisonnière et la distribution nette des espèces selon leur affinité et leur tolérance aux variations saisonnières du milieu vers les zones C1 et C3 a été déjà observé par Vidy *et al.* (2004).

En lagune Ébrié, nous remarquons que la communauté ichtyologique est caractérisée par une structuration spatiale forte. Cette organisation spatiale se calant sur un gradient de salinité subissant lui-même des variations saisonnières. La SOM permet d'identifier, sur 35 nœuds, 4 sous-ensembles (Figure 5.5) correspondant chacun à des ensembles de stations appartenant respectivement au secteur I (C1), aux secteurs V et VI (C2), au secteur III (C3) et enfin aux secteurs II et IV (C4). Ces secteurs sont caractérisés par des différences de salinité maximales et des variations saisonnières (Durand et Guiral 1994). Il est remarquable que l'analyse hiérarchisée conduit à peu près au même résultat avec l'identification de quatre entités zoogéographiques. Ainsi les variations de salinité présentent une amplitude maximale en secteur III, une amplitude moindre en II et IV. Elles sont quasi négligeables en secteur I d'une part et dans les secteurs V et VI d'autre part, dont les eaux sont pratiquement douces.

Le secteur III (C3) est le seul dont les 25 espèces dominantes ont une occurrence supérieure à 0,50. L'occurrence des 25 espèces principales est plus faible dans les secteurs II, IV, V et VI (Figure 5.6). Le secteur III (C3) abrite essentiellement des espèces estuariennes et marines-estuariennes dont la probabilité de présence est d'ailleurs remarquablement constante (Figure 5.6). Cela traduit en fait une faune dont la composition (mesurée seulement par le critère présence – absence) varie peu au cours de l'année. Le secteur I (C1) vient ensuite avec plus de 20 espèces dominantes et abrite surtout des espèces à affinité continentale et des espèces estuariennes. Ce secteur est riche sans doute en raison de la présence massive d'espèces d'origine continentale et estuarienne. Ensuite viennent les secteurs II et IV (C4) avec 18 espèces dont l'occurrence dépasse 0,50. Seules 15 espèces présentent une occurrence supérieure à 0,50 en secteurs V et VI (C2). Ces deux zones voient leur peuplement modifié fortement au fil des saisons. Il est remarquable que parmi les espèces dont l'occurrence est supérieur à 0,50, il n'y ait presque pas d'espèce en commun entre les secteurs II-IV (C2) et V-VI (Tableau 5.3), ce qui s'explique par la distance du canal de Vridi et l'apport des eaux douces ainsi que la différence de la concentration de la salinité à la fois faible et à peu près constante comme indiqué dans le chapitre 2.



**Figure 5.5.** Quatre groupes principaux de stations en lagune Ébrié ont été identifiés. Deux où le peuplement est à affinité continentale : C1=secteur I et C2=secteurs V et VI. Celles où le peuplement présente une affinité marine (C3, secteur III) et celles où le peuplement présente une affinité saumâtre (C4, secteurs II et IV). Erreur d'apprentissage de 2,104 et erreur topographique de 0. Les informations obtenues par la SOM sont indiquées sur la carte géographique et les différentes intensités de gris traduisent les similarités entre les nœuds. Les probabilités de présence ne sont pas indiquées.



**Figure 5.6.** Probabilité d'occurrence des 25 espèces dominantes en lagune Ébrié montrant les quatre assemblages classés par la SOM et identifiés lors de l'analyse hiérarchisée. Les espèces considérées comme représentatives du site sont celles dont la probabilité de présence est supérieur à 0,5 (ligne en pointillé) L'écart-type est indiqué par les lignes verticales. Les abréviations des noms d'espèces sont données sur le tableau 5.3).

**Tableau 5.3.** Liste des espèces dont l'occurrence est supérieure à 0,50 (\*) en lagune Ébrié pour chaque cluster (Ci). Quatre groupes de stations ont été obtenus par la classification hiérarchique prenant en compte les vecteurs poids des neurones de sortie de la SOM. CE : Catégorie écologique, C1 secteur I ; C2 secteurs V et VI, C3 secteur III et C4 secteurs II et IV.

Espèce	Code	CE	C1	C2	C3	C4
<i>Antennarius striatus</i>	ANO	Ma	*			*
<i>Caranx hippos</i>	CHI	ME	*		*	*
<i>Caranx senegalensis</i>	CAS	ME			*	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHL	ME			*	
<i>Chrysichthys maurus</i>	CWA	Ce		*	*	
<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i>	CNI	Ce		*	*	
<i>Citarichthys stampflii</i>	CST	Em		*	*	
<i>Cynoglossus senegalensis</i>	CYS	Em	*		*	*
<i>Epinephelus aeneus</i>	EAE	ME			*	
<i>Elops lacerta</i>	ELA	ME		*	*	
<i>Eleotris senegalensis</i>	ESE	Es	*			
<i>Elotris vittata</i>	EVI	Es	*			*
<i>Ethmalosa fimbriata</i>	EFI	Em		*	*	
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	GME	ME		*	*	
<i>Galeoides decadactylus</i>	GDE	ME			*	
<i>Gerres nigri</i>	GNI	Es		*	*	
<i>Hemichromis fasciatus</i>	HFA	Ec	*	*		
<i>Hemiramphus picarti</i>	HPI	Ma	*			*
<i>Liza falcipinnis</i>	LFA	Em	*	*	*	*
<i>Liza grandisquamis</i>	LGR	Em			*	
<i>Lutjanus goreensis</i>	LGO	Ma	*			*
<i>Marcusenius ussheri</i>	MBR	Co	*			*
<i>Marcusenius furcidens</i>	MFU	Co	*			*
<i>Pellonula leonensis</i>	PEF	Ec		*		
<i>Pentanemus quinquarius</i>	PQQ	Ma	*			*
<i>Pseudotolithus senegalensis</i>	PSN	Ma	*			*
<i>Pomadasys jubelini</i>	PJU	Em		*	*	
<i>Porogobius schlegelii</i>	ACS	Es	*	*	*	*
<i>Polydactylus quadrifilis</i>	POQ	ME			*	
<i>Pteroscion peli</i>	PTP	ME	*			
<i>Sardinella aurita</i>	SAU	Ma	*			*
<i>Sardinella maderensis</i>	SEB	ME			*	
<i>Sarotherodon melanotheron</i>	THE	Es	*			*
<i>Schilbe mandibularis</i>	EME	Ce	*			*
<i>Scomberomorus tritor</i>	CTR	Ma			*	
<i>Selene dorsalis</i>	VSE	ME	*		*	
<i>Sphyraena afra</i>	SPI	ME			*	
<i>Strongylura senegalensis</i>	BES	Em	*			*
<i>Tilapia guineensis</i>	TGU	Es		*	*	
<i>Trachinotus ovatus</i>	LGL	Ma			*	
<i>Trachinotus teraia</i>	TFA	Em		*	*	
<i>Tylochromis jentinki</i>	TJE	Es	*	*		
<i>Trachinotus lepturus</i>	TLE	ME				*
n = 43	-	-	21	15	25	17



En comparant en détail la probabilité d'occurrence des espèces dans les différents secteurs, nous observons une hétérogénéité des espèces dominantes en terme d'occurrence dans les quatre clusters (Figure 5.6). Nous observons aussi sur le tableau 5.3 de nombreuses espèces communes entre le secteur III (C3) et les secteurs V et VI (C2) comme *Chrisichthys maurus*, *Chrysichthys nigrodigitatus*, *Citarichthys stampflii*, *Elops lacerta*, *Ethmalosa fimbriata*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres nigri*, *Pomadasys jubelini*, *Tilapia guineensis* et *Trachinotus teraia*. Il en est de même entre le secteur I (C1) et les secteurs II et IV (C4) : *Antennarius striatus*, *Eleotris vittatus*, *Hemiramphus picarti*, *Lutjanus goreensis*, *Marcusenius ussheri*, *Marcusenius furcidens*, *Pentanemus quinquarius*, *Pseudotolithus senegalensis*, *Sardinella aurita*, *Sarotherodon melanotheron*, *Schilbe mandibularis* et *Strongylura senegalensis* (Tableau 5.3).

L'occurrence similaire de certaines espèces dans le secteur I (C1) et les secteurs II et IV (C4), provient de l'accessibilité de ce secteur I pour des occupants de C4, notamment le secteur II. Il en est de même des communications entre le secteur III (C3) et les secteurs IV (C4), V et VI (C2) (Tableau 5.3).

Plusieurs espèces ont une probabilité d'occurrence en secteurs V et VI inférieure à celle calculée pour le secteur III mais également inférieure à celle calculée pour les secteurs I II et IV. D'autres espèces ont une probabilité d'occurrence similaire dans les trois clusters comme *Caranx hippos* et *Cynoglossus senegalensis* (Tableau 5.3). Il s'agit d'espèces à affinité marine-estuarienne et estuarienne-marine, respectivement, qui semblent indifférentes aux variations de salinité comme dans les deux autres milieux analysés précédemment.

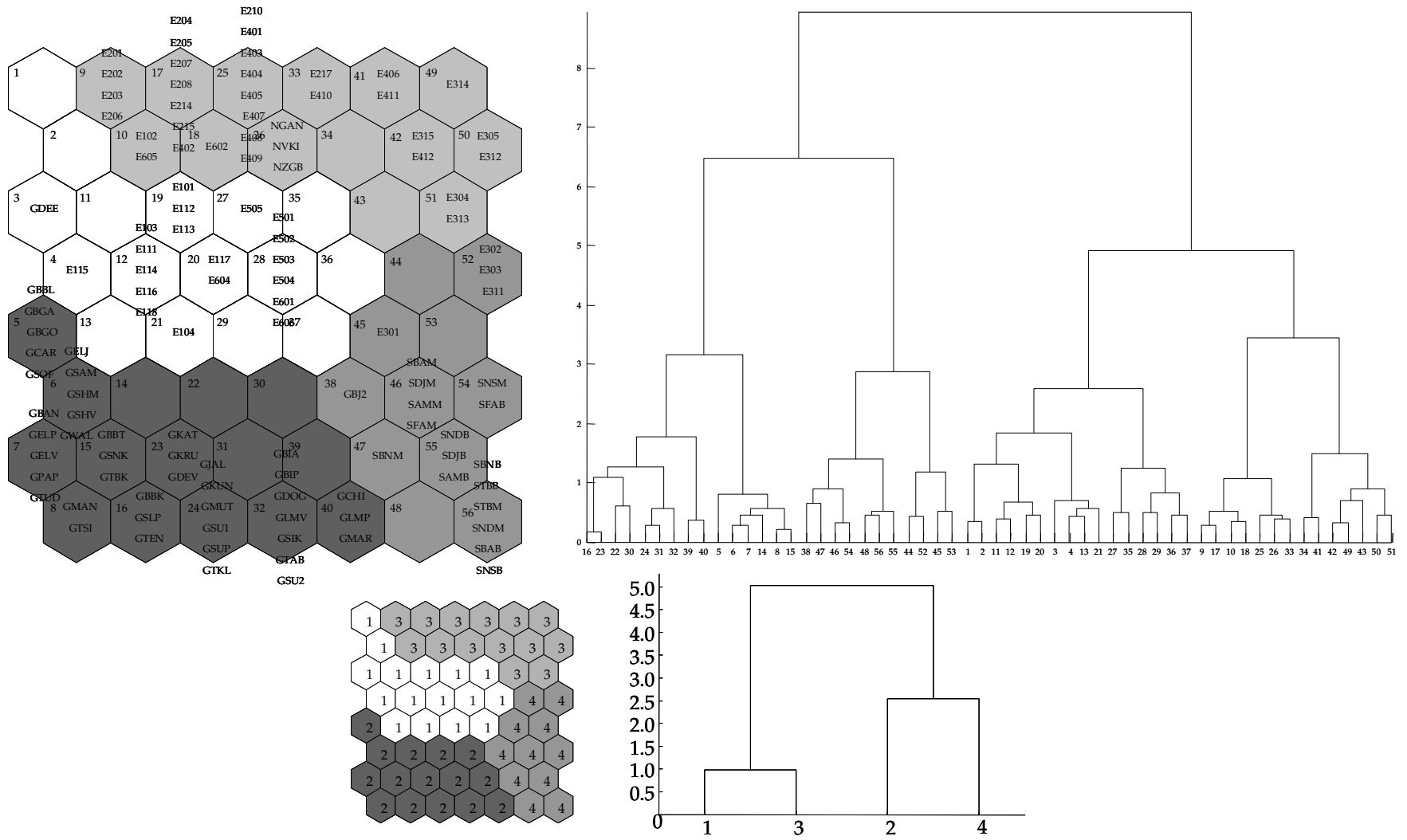
Les stations 604 et 605 sont considérées par l'analyse comme similaires à celle du secteur 1 (C1) (Figure 5.5). Cela peut être dû à la présence accidentelle d'espèces venues du secteur IV lors d'une augmentation de salinité suite à une entrée massive des eaux marines dans le secteur III par le canal de Vridi incitant les espèces peu tolérantes aux eaux salées à se déplacer vers des eaux continentales.

Contrairement au Sine-Saloum et à la Gambie, deux espèces seulement sont ubiquistes : *Liza falcipinnis* et *Porogobius schlergii* dans la mesure où leur occurrence est élevée (supérieur à 0,50) dans les quatre secteurs.

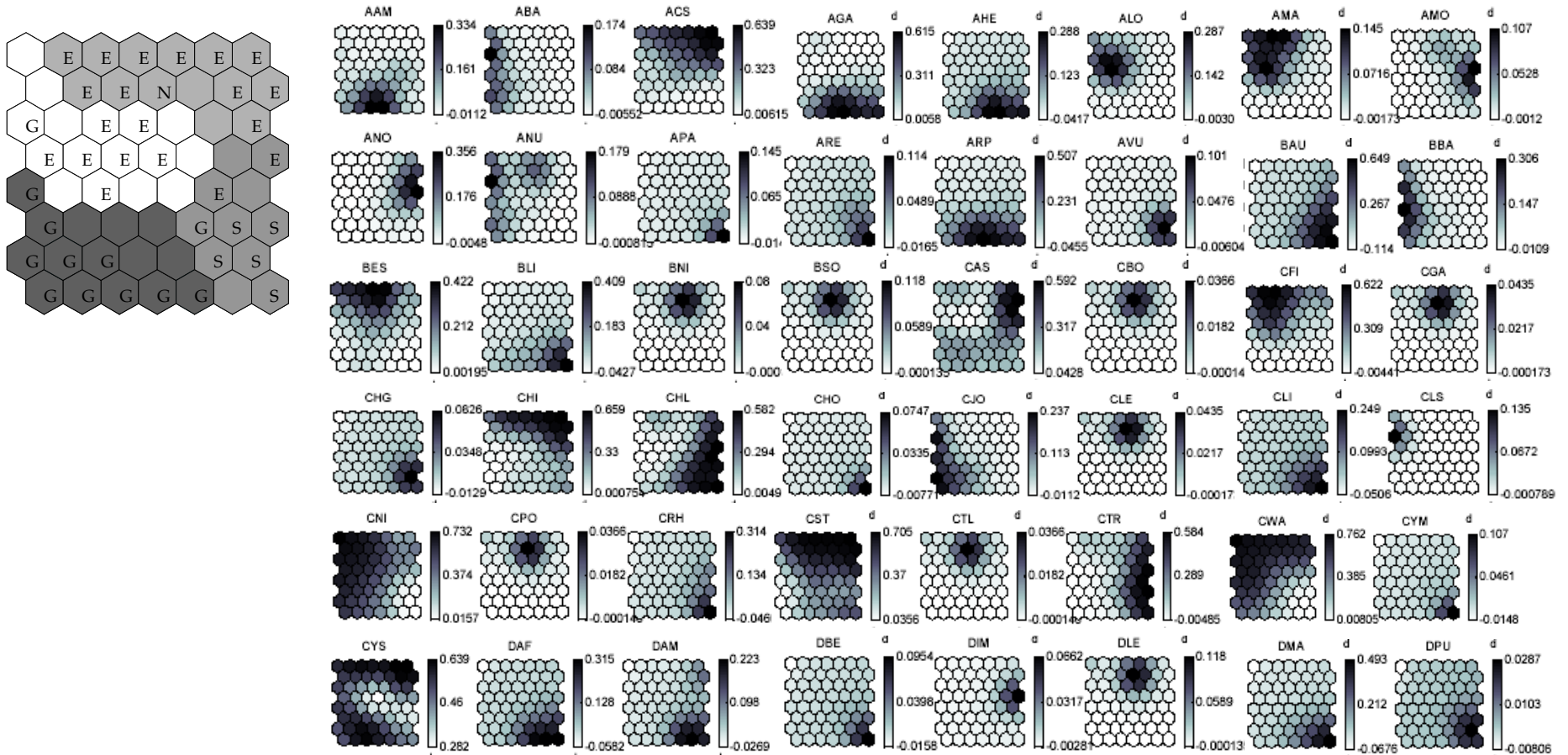
Les données concernant le lac Nokoué n'ont pas été analysées séparément en raison du faible nombre de sites considérés. Nous avons toutefois effectué une étude globale en intégrant ensemble les quatre milieux.

L'analyse de la SOM sur l'ensemble des quatre milieux a montré que le nombre de nœuds de sortie, 56 cellules, présente une faible erreur d'apprentissage de 2,383 avec une erreur topographique de 0.

Même si nous ne pouvons pas réaliser de SOM sur le lac Nokoué, considéré isolément, nous arrivons à une structuration en termes d'affinités des espèces présentes proche de celles des secteurs II et IV de la lagune Ébrié (Figure 5.7).



**Figure 5.7.** Étude des 4 MEL. Les groupements des clusters (à gauche) sont obtenus grâce au dendrogramme (à droite) des cellules numérotées de haut en bas puis de gauche à droite. La petite SOM, en bas, est la représentation des quatre grands clusters identifiés grâce au dendrogramme de droite.



**Figure 5.8.** Étude des 4 MEL. Probabilité de présence de chaque espèce dans chaque cellule obtenue grâce à la SOM. Plus la couleur est foncée, plus la probabilité est forte. La carte à gauche montre l'écosystème correspondant à chaque cellule : S pour Sine-Saloum, G pour Gambie, E pour Ébrié et N pour Nokoué. Chaque espèce est indiquée par son code mnémotechnique à trois lettres.

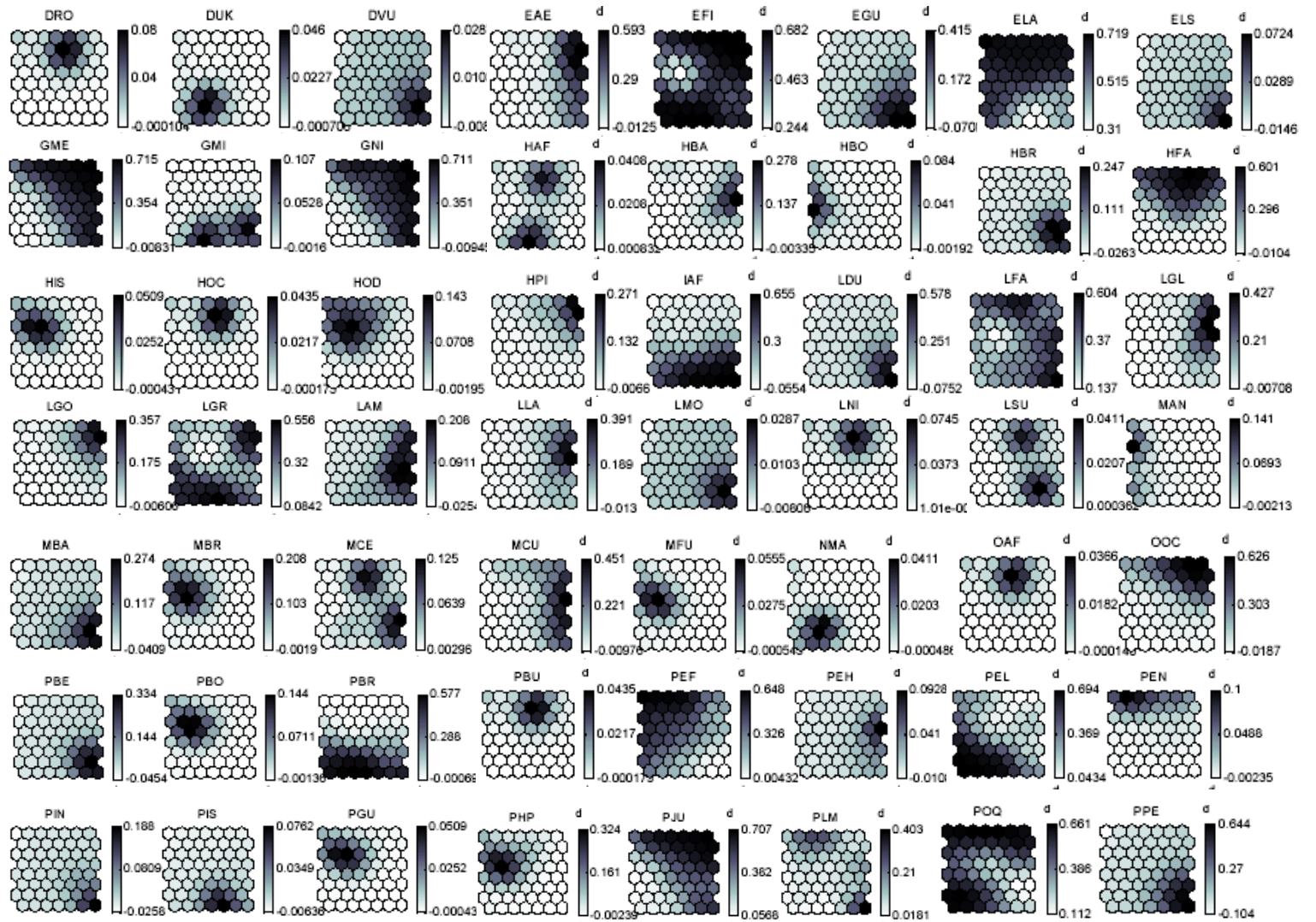
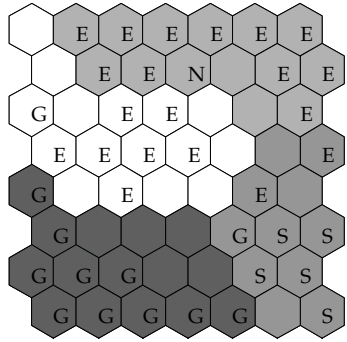


Figure 5.8. Cont.

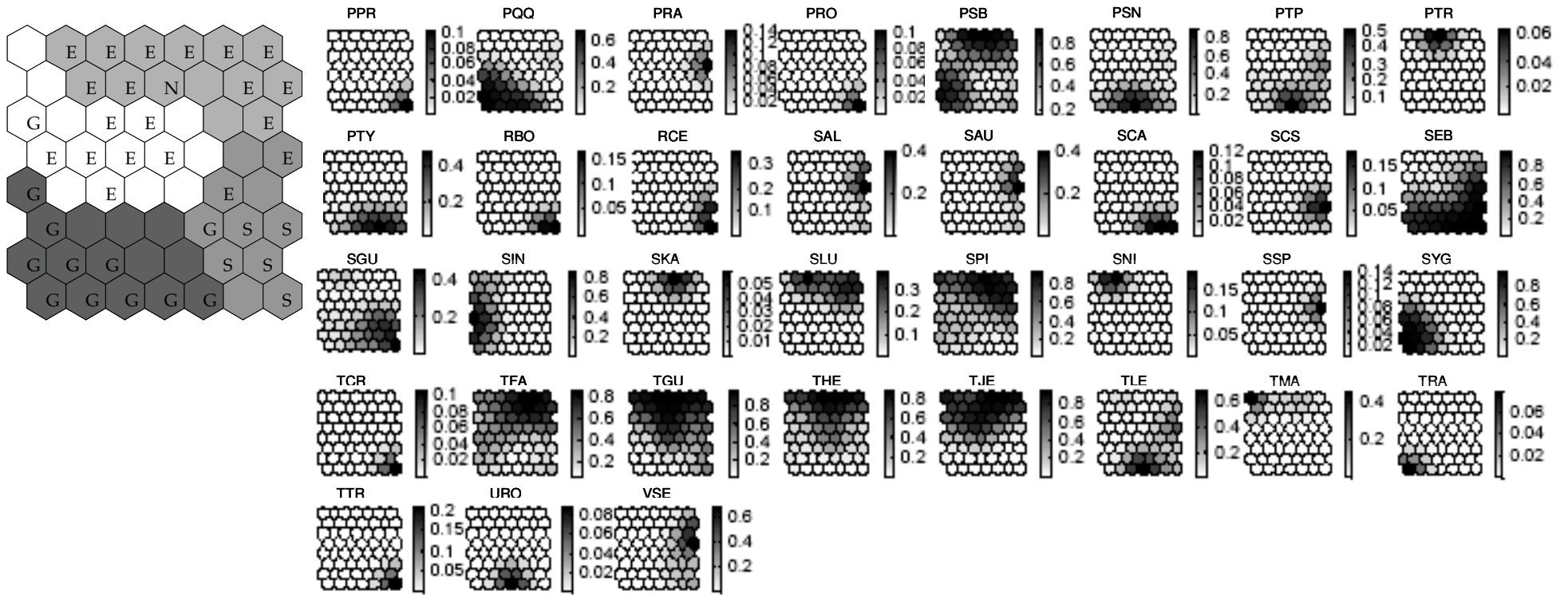


Figure 5.8. Cont.

Nous observons sur la SOM que le Sine-Saloum est plus proche de la Gambie que de la lagune Ébrié même si, en termes d'occurrence des espèces communes, il existe des différences très nettes entre ces deux estuaires (Figure 5.7). Les nœuds blancs de la SOM indiquent les sites peuplés, pour partie, d'espèces à affinité continentales. Nous remarquons ainsi que les stations en amont de l'estuaire de la Gambie (DEE) semblent abriter les mêmes espèces que les secteurs I, V et VI de la lagune Ébrié. Nous remarquons aussi la similarité des espèces présentes dans les stations vers l'embouchure du Sine-Saloum (DJM, AMM, NDM, etc.) avec celle des espèces dans la partie de l'Ébrié et de la Gambie où la salinité peut atteindre le niveau le plus élevé ou près de l'embouchure qui s'ouvre vers la mer : Banjul (BJ2) pour la Gambie et les stations 301 et, selon la saison, les stations 302, 303 et 311 en lagune Ébrié (Figure 5.7).

Le dendrogramme montre une distinction nette entre les estuaires du Saloum et de la Gambie d'une part et les lagunes Ébrié et Nokoué d'autre part (Figure 5.7). La différence peut être due en grande partie au recrutement des populations de poissons dans les MEL qui dépend des conditions des eaux marines adjacentes, par exemple l'upwelling (Cury et Roy 1998). Celui-ci, suivant son intensité, modifie la migration et influence les traits de vie (reproduction) des espèces (Roy *et al.* 1989 ; Vidy *et al.* 2004). Il en est de même des apports des eaux douces provenant des rivières adjacentes (Paugy 1994). Les conditions dans les MEL eux-mêmes influencent les espèces qui passent la totalité de leur vie dans ces milieux et même les espèces qui en ont besoin régulièrement ou occasionnellement à certaines phases de leur vie (Albaret et Diouf 1994).

Notons, dans la figure 5.8, l'analyse à partir de la SOM montrant la probabilité d'occurrence différente selon les milieux des 147 espèces. Nous remarquons les espèces dominantes qui sont présentes dans tous les quatre milieux : *Arius heudelotii*, *Brachydeuterus auritus*, *Caranx senegalensis*, *Caranx hippos*, *Citarichthys stampflii*, *Cynoglossus senegalensis*, *Ethmalosa fimbriata*, *Elops lacerta*, *Eucinostomus melanopterus*, *Gerres nigri*, *Liza falcipinnis*, *Liza grandisquamis*, *Pellonula leonensis*, *Pseudolithus elongatus*, *Pomadasys jubelini*, *Plectorhinchus macrolepis*, *Polydactylus quadrifilis*, *Monodactylus sebae*, *Tilapia guineensis* et *Sarotherodon melanotheron*.

### 5.3. Facteurs qui agissent sur les peuplements de poissons

Il est connu que des facteurs physiques et biologiques déterminent la richesse et la distribution des poissons tropicaux estuariens (Whitfield 1999 ; Blaber 2000) mais d'autres facteurs se superposent : la biogéographie, la surface de la zone estuarienne, la diversité des habitats, la présence et l'accessibilité de zones adjacentes (Albaret 1999 ; Baran 2000 ; Blaber 2002).

Pour déterminer les facteurs qui influencent les patrons de diversité, les variables physico-chimiques ont été étudiées par une analyse factorielle. Tout d'abord, les 8 variables originelles du milieu (profondeur, transparence, salinité en surface et en profondeur, température en surface et en profondeur, saturation en oxygène en surface et en profondeur) ont été regroupées en facteurs. Les poids de chaque variable physico-chimique dans chaque



facteur ont été calculés. Nous avons ainsi pu nommer les facteurs selon les variables de poids les plus importants qui leur sont associées ; les valeurs absolues supérieures à 0,8 ont été plus spécifiquement considérées. Les résultats pour Sine-Saloum, Gambie, Ébrié et Nokoué sont présentés sur le tableau 5.4.

Pour le Sine-Saloum et la Gambie, les 8 variables originelles ont été regroupées en 3 facteurs principaux. Dans le cas du Sine-Saloum, les poids les plus importants sont ceux de la température au fond (0,959) et en surface (0,953). Par conséquent, nous pourrions nommer TEMP, le facteur 1 (F1) de Sine-Saloum. Viennent ensuite la salinité intégrée dans le second facteur avec les poids de 0,996 en surface et au fond (F2=SAL), puis l'oxygène présent dans les eaux profondes apparaissant dans le 3ème facteur (poids=0,940) (F3=OXY). Ces trois facteurs expliquent 89 % de la variance totale (valeur-propre >1,0).

En Gambie, les facteurs dominants sont la salinité en surface (0,959) et au fond (0,949). Les deux ensembles constituent le facteur (F1), nommé SAL (Tableau 5.5). Le facteur (F2) est la concentration en oxygène au fond (0,966) et en surface (0,964), appelé OXY. Enfin vient la profondeur (F3, PROF) avec un poids de 0,884. En saison sèche, la biomasse augmente avec l'entrée des eaux salées, la diminution de la température et, dans une mesure moindre, avec la profondeur et la transparence. Les 3 facteurs obtenus expliquent 86% de la variance totale (valeur-propre >1,0).

En lagune Ébrié, l'analyse montre que, tout comme en Gambie, les salinités représentent les poids les plus importants (F1=SAL) avec des valeurs 0,982 en surface et 0,977 au fond. Suivent les autres facteurs comme la température (F2=TEMP) : 0,942 en surface et 0,843 au fond. La profondeur (PROF) constitue le facteur 3 (F3) avec une valeur de 0,851. Vient ensuite l'oxygène des eaux en surface (poids=0,942) (F4=OXY) (Tableau 5.4). Dans ce milieu 4 facteurs F1 à F4 ont été identifiés au lieu de 3 dans les deux milieux précédents. Ceci traduit la complexité des interactions entre les 8 variables du milieu dans les différents secteurs de la lagune. Les 4 facteurs ainsi identifiés expliquent 90 % de la variance totale (valeur-propre >1,0).

Comme indiqué au tableau 5.4, deux facteurs seulement F1 et F2 ont été identifiés au lac Nokoué. Les poids les plus importants sont ceux de l'oxygène (F1=OXY) avec les valeurs 0,986 en surface et 0,990 au fond. Puis, les salinités en surface (0,813) et au fond (0,998) ont les poids les plus importants et sont exprimées dans le facteur 2 (F2=SAL) (Tableau 5.4). Ces deux facteurs suffisent pour expliquer 100 % de la variance totale (valeur-propre >1,0).

#### 5.4. Analyses de régressions multiples

Pour les 4 écosystèmes, nous avons recherché à l'aide des régressions multiples pas-à-pas la relation multivariée entre le logarithme naturel (ln) de la richesse spécifique locale et les facteurs  $F_i$  ainsi déterminés par les analyses factorielles. D'après les analyses de régression multiple, deux modèles seulement sont significatifs ( $p < 0,05$ ) : Gambie et Ébrié. Les résultats sont les suivants en termes de coefficient de détermination ( $r^2$ ), d'écart type (entre parenthèses) pour la richesse spécifique locale.

Pour la Gambie, le modèle s'énonce

$$\ln(\text{RSL})_{\text{Gambie}} = 2,946 + 0,093 \ln(\text{OXY}) \quad r^2 = 0,13 ; \text{SE} = 0,22$$

(0,033) (0,034)

p < 0,05 p = 0,008

Le coefficient de détermination est faible et seul le facteur caractérisé par l'oxygénation de l'eau est retenu par le modèle. Ce résultat corroborerait les indications d'Albaret *et al* (2004) selon lesquelles l'oxygène joue un rôle important en Gambie dans la structuration des communautés de poissons pour la période 2002-2003. Il est intéressant de remarquer que, selon les résultats statistiques, la turbidité ne semble pas un critère qui influence la richesse spécifique locale dans l'estuaire de la Gambie comme proposé par Albaret *et al.* (2004). Selon L. Tito de Morais (IRD, comm. pers.), la turbidité des eaux de la Gambie est extrêmement variable principalement dans la partie aval, même à l'échelle d'une journée ou de quelques heures, en fonction semble-t-il de la marée. Ceci peut être une raison du faible poids relatif de ce facteur par rapport aux autres.

En lagune Ébrié le modèle est

$$\ln(\text{RSL})_{\text{Ébrié}} = 3,095 + 0,230 \ln(\text{SAL}) - 0,082 \ln(\text{PROF}) - 0,141 \ln(\text{OXY}_s) \quad r^2 = 0,52 ; \text{SE} = 0,27$$

(0,035) (0,036) (0,036) (0,036)

p < 0,05 p < 0,05 p = 0,02 p < 0,05

Le coefficient de détermination est plus élevé et 3 des facteurs apparaissent explicitement dans l'équation retenue. Les variations de température (F2) ne sont donc pas considérées comme importantes. En revanche, la salinité (F1), la profondeur (F3) et l'oxygène (au moins pour les eaux de surface) (F3) sont des paramètres déterminants de la composition des assemblages de poissons dans la lagune pendant la période 1980-1981.

Lorsque l'on parle d'échelle locale, on considère un petit espace relativement homogène. L'adoption d'une telle échelle amène à considérer les aspects de l'environnement chimique et biologique qui affectent le séjour prolongé des populations à l'intérieur même de ces petits habitats.

Il est remarquable, toutefois, que dans la plupart des cas, ces variables agissent de façon simultanée et que chaque espèce de poisson réagit différemment en cas de changement de chaque paramètre. Dans tous les milieux, la salinité et l'oxygène semblent les facteurs les plus importants de la distribution des espèces. Ceci est en accord avec les suggestions de Cyrus et Blaber (1987a et b) et Marais (1988) qui ont aussi évoqué l'importance possible de la transparence, qui ne ressort pas de nos analyses, sauf au lac Nokoué.

Selon Shurin et Allen (2001), ces hypothèses amènent souvent à prédire que les communautés sont assemblées de façon fortement déterminée et que leur composition serait donc étroitement liée à l'environnement à cette échelle locale.

Les valeurs faibles de  $r^2$  indiquent que d'autres paramètres que ceux considérés interviennent dans la richesse spécifique des MEL : autres variables physico-chimiques, biologie des organismes, environnement biogéographique diversité des habitats.



**Tableau 5.4.** Corrélations des 8 variables du milieu regroupées en facteurs (Fi) pour les quatre milieux étudiés. Les contributions (poids) supérieures à 0,8 en valeur absolue sont en gras.

Système	Sine-Saloum			Gambie			Ébrié				Nokoué	
	F1 Temp	F2 Sal	F3 Oxy	F1 Sal	F2 Oxy	F3 Prof	F1 Sal	F2 Temp	F3 Prof	F4 Oxy	F1 Oxy	F2 Sal
Profondeur (m)	-0,144	0,084	0,760	-0,171	-0,209	<b>0,884</b>	0,150	-0,156	<b>0,851</b>	0,333	<b>0,842</b>	0,539
Transparence (m)	-0,710	0,041	-0,578	0,395	0,373	0,651	0,711	-0,335	0,200	0,390	0,761	0,699
Salinité en surface	0,015	<b>0,996</b>	0,035	<b>0,959</b>	0,006	-0,085	<b>0,982</b>	0,052	-0,005	-0,025	0,582	<b>0,813</b>
Salinité au fond	0,013	<b>0,996</b>	0,020	<b>0,949</b>	0,045	-0,092	<b>0,977</b>	0,046	0,070	-0,108	0,061	<b>0,998</b>
Température en surface (°C)	<b>0,953</b>	0,048	0,159	<b>-0,859</b>	-0,188	-0,128	0,116	<b>0,942</b>	0,166	0,106	<b>-0,915</b>	-0,404
Température au fond (°C)	<b>0,959</b>	0,055	-0,000	-0,721	-0,495	-0,285	-0,183	<b>0,843</b>	-0,280	-0,290	-0,792	-0,611
Oxygène en surface (% saturation)	-0,713	0,551	0,377	0,094	<b>0,964</b>	0,000	-0,028	-0,040	-0,010	<b>0,924</b>	<b>0,986</b>	0,164
Oxygène au fond (% saturation)	0,013	-0,012	<b>0,940</b>	0,061	<b>0,966</b>	-0,057	-0,009	-0,125	<b>-0,801</b>	0,435	<b>0,990</b>	0,141

L'impossibilité de conduire une telle analyse pour le Sine-Saloum et le lac Nokoué peut provenir d'une information trop limitée comparée à ce qui est disponible pour la Gambie et la lagune Ébrié.

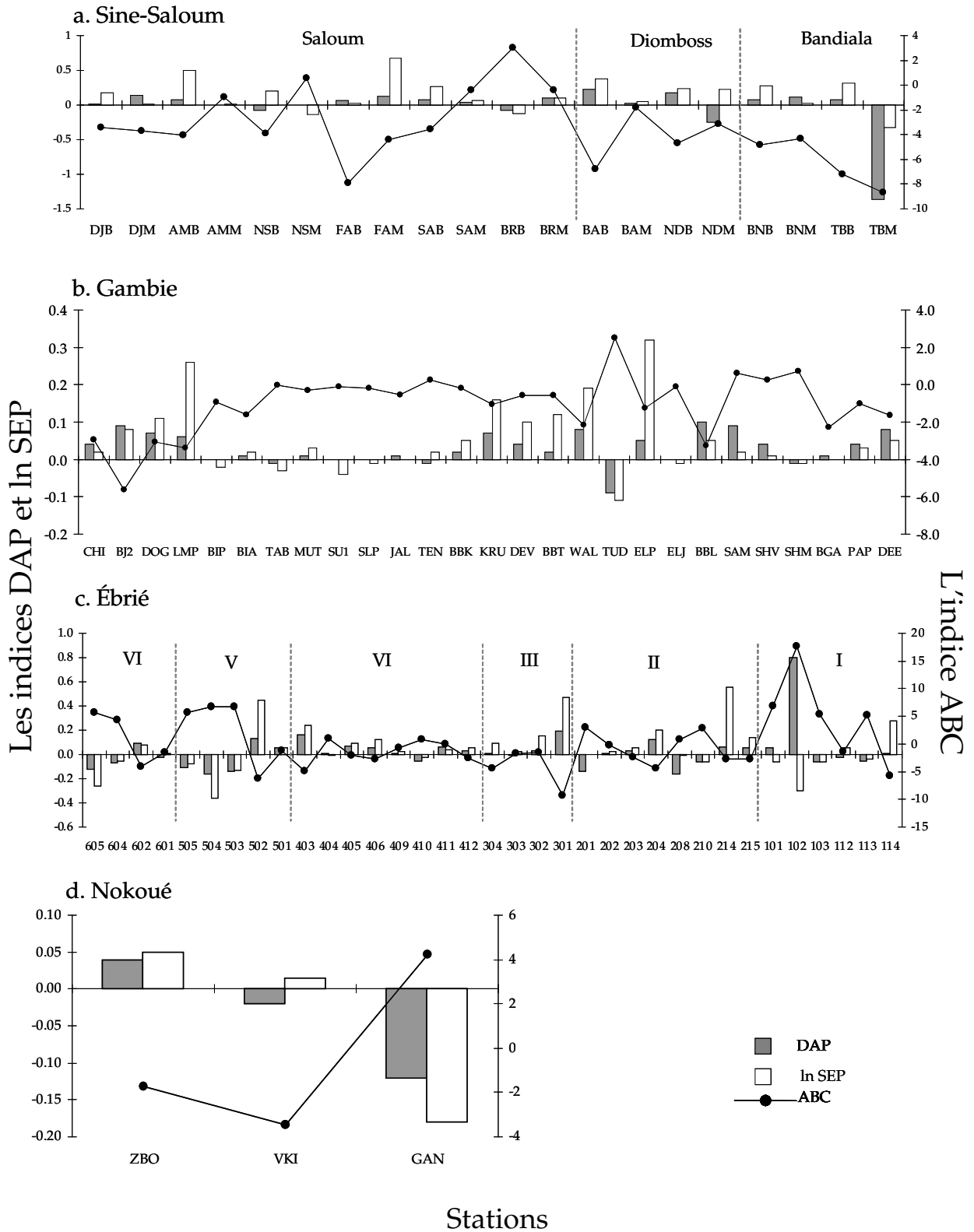
### 5.5. Évaluation du stress environnemental

Les indices synthétiques comme la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse et les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité ont pu être employés pour la comparaison de la dynamique spatio-temporelle des captures expérimentales effectuées dans des nombreuses études (Diouf 1996 ; Adité et Winemiller 1997 ; Niyonkuru 2001 ; Laléyé *et al.* 2003a ; Simier *et al.* 2003 ; Albaret *et al.* 2004) à des stations et à des dates différentes. Au niveau multidimensionnel, l'indice de Shannon ( $H'$ ) sur les abondances est utilisé comme mesure des informations biotiques et indique théoriquement le niveau d'évolution de la biocénose (Legendre et Legendre 1984). Cet indice est souvent calculé avec l'équitabilité,  $E$ , pour diminuer le biais entre les fréquences relatives et les nombres d'espèces.

Les poissons sont de très bons indicateurs des conditions environnementales, étant très sensibles à une augmentation de l'impact de la pêche, et à toutes dégradations environnementales, y compris celles résultant d'une pollution diffuse, et à des modifications concernant la concurrence ou la prédation comme exposé par Whitfield et Elliot (2002). L'exploitation trop intensive, même indépendamment des effets néfastes des activités industrialisées et agricoles, est responsable d'une grande variété d'impacts sur les communautés de poissons que l'on peut apprécier par référence à un état « naturel » de l'écosystème. La présence et la distribution des espèces sont toujours utilisées comme indicateurs du niveau de stabilité ou de santé dans un milieu où la diminution de la biodiversité traduit souvent un milieu en crise (Edwards et Abivardi 1998).

Dans le chapitre 2, nous avons remarqué que certains écosystèmes, comme le Sine-Saloum, semblent stressés par la sécheresse ayant amené une hypersalinité « inverse » de l'eau. Malgré tout, dans le chapitre précédent (*cf.* Chapitre 4), la richesse spécifique de ce milieu semble plus élevée que celle de l'estuaire de la Gambie reconnue par plusieurs auteurs (Albaret *et al.* 2004 ; Guillard *et al.* 2004 ; Laë *et al.* 2004 ; Vidy *et al.* 2004) comme plutôt « classique » ou peu perturbé. Le lac Nokoué présente une production très élevée malgré une faible diversité (Laléyé *et al.* 2003a ; Villanueva *et al.* 2003). La lagune Ébrié, le milieu voisin, présente des habitats très diversifiés et variables selon les saisons mais elle est beaucoup moins productive que le lac Nokoué (Laléyé *et al.* 2003c).

Nous nous sommes donc interrogée sur le stress et les stratégies biologiques des poissons. Nous avons utilisé les indices DAP, SEP et ABC qui peuvent indiquer la présence d'un stress à l'échelle d'une station ou de plusieurs. Notre connaissance du milieu permet d'émettre des hypothèses sur la cause du stress. Nous avons comparé les indices sur plusieurs stations sur une année permettant la détermination de la présence du stress dans le milieu.



**Figure 5.9.** Tendances des variations du stress dans quelques stations des MEL considérés. Les stations sont rangées par ordre croissant de distance à l'embouchure, sauf dans le cas de la lagune Ébrié où elles sont rangées par secteur. DAP (Proportion de la différence des surfaces), SEP (Shannon-Weiner équitabilité) et ABC (comparaison d'abondance-biomasse).

La figure 5.9 révèle les tendances inverses des variations de l'indice ABC et des indices DAP et logarithme de SEP obtenues pour quelques stations dans les quatre milieux. Nous remarquons dans l'estuaire du Sine-Saloum (Figure 5.9a) le niveau de stress plus important près de l'embouchure des trois bras de l'estuaire : DJB, DJM, AMB, et FAB dans le Saloum, BAB en Diomboss et BNM et BNB dans le Bandiala. Le stress semble absent vers l'amont surtout dans le site BRB qui est remarqué par la sur-salinité des eaux et l'absence des apports d'eau douce.

En Gambie, le stress semble clairement marqué dans les stations proche de la mer (CHI, BJ2, DOG et LMP) qui sont aussi à proximité de la capitale. Les stations situées dans la zone intermédiaire typiquement estuarienne ne subiraient pratiquement aucun stress (de BIP à BBK). Nous retrouvons des situations de stress marqué dans les stations soumises aux influences saisonnières des apports d'eau du fleuve Gambie (sauf la station TUD) comme résumé sur la figure 5.9b.

En lagune Ébrié, le stress semble à, première vue, aléatoire. Toutefois, ce sont les stations sous influence plus ou moins directe des apports maritimes (stations 301, 304, 203 et 204) et/ou des apports continentaux (114, 214, 403, 502 et 602) qui présenteraient des niveaux de stress en général supérieurs à ce qui est observé dans les stations appartenant aux zones I, V et VI (Figure 5.9c). Le stress peut être du aux modifications de la salinité qui influencent la migration des espèces moins tolérantes pendant la marée haute et vice-versa pour les stations où les eaux baissent pendant la saison d'étiage. D'ailleurs, une modification accentuée des communautés de poissons dans les zones sensibles aux doubles influences des eaux continentales et marines, notamment vers le secteur oriental (Bingerville à l'île Vitré), a été déjà remarquée par Albaret et Écoutin (1989).

Au lac Nokoué, la station de Ganvié, fortement soumise aux influences des pollutions organiques du village lacustre de Ganvié, apparaît de façon apparemment paradoxale comme la moins soumise au stress. L'effet de la pollution peut être compensé par les acadjas qui limite les risques de prédation ; de plus c'est un endroit riche en matière organique due la décomposition de branchages. La station de Zogbo, en revanche, apparaît stressée aussi bien par référence à l'indice ABC qu'aux deux indices DAP et SEP. La situation de Vêki semble plus complexe. Par référence à l'index ABC cette station est fortement stressée. Elle serait, en revanche très peu stressée si l'on considère les indices DAP et SEP (Figure 5.9d).

La catégorisation d'un milieu entier comme stressé semble difficile en raison de plusieurs facteurs intervenant simultanément. De façon générale, le stress, tel que reflété par les valeurs de l'indice ABC, semble très marqué dans les sites directement liées de la mer, où la salinité est fortement variable ainsi que dans les zones proches des grandes villes surpeuplées. En outre, dans ces zones de transition des MEL les peuplements sont soumis à des modifications cycliques qui ne permettent pas le maintien d'une situation équilibrée.

Les valeurs de l'indice ABC sont liées à la distribution sous-jacente des communautés visibles dans les courbes de l'abondance et la biomasse. Les différences observées ont été tout d'abord attribuées à l'instabilité ou au stress des systèmes (Stenseth 1979) mais plutôt que d'indiquer des situations de « stress » ou « non-stress », ces courbes et ces indicateurs basés

sur les rangs/abondance et ou les rangs/biomasse, reflètent plutôt « l'équilibre » ou le « non équilibre » des peuplements des stations étudiées (Ugland et Gray 1982). Qu'elle soit ou non soumise à une perturbation environnementale (i. e. stressée), une station peut être à l'équilibre. Il suffit pour cela que la perturbation perdure et que le peuplement de résistance ait atteint son équilibre. Il en est manifestement ainsi dans l'amont du Saloum, malgré la sur-salinité, par exemple dans la station BRB (Figure 5.9 a), contrairement aux zones de transition des MEL.

Même si Meire et Dereu (1990) ont dit que l'indice ABC est difficile à employer dans les zones estuariennes comme indicateur de pollution, nous avons utilisé cet indice pour vérifier la présence d'un stress environnemental dans quelques stations de ces écosystèmes. La pollution et la sur-pêche constituent des stress distincts de ceux survenant de façon habituelle en conditions naturelles : fluctuations de salinité, turbidité, etc.). Ces indices permettent d'aller plus loin dans l'analyse des conséquences écologiques d'un stress ou d'une perturbation limitée dans le temps ou l'espace.

## 5.6 Conclusions

Ce chapitre a permis de mieux comprendre la structure de la communauté piscicole et ses variations et la façon dont elles traduisent d'une manière qualitative les regroupements des espèces, eux-mêmes fonction de facteurs hydrologiques tels que la température, la salinité, la profondeur, l'oxygène et la transparence.

Dans notre étude, comme dans d'autres exemples, l'analyse par SOM a été très utile pour trier et identifier des groupes semblables avec la présentation de cartes où la topologie des données est simplifiée parce que montrée dans un espace à deux dimensions. Les similarités entre ces quatre milieux au niveau des espèces présentes (y compris en termes d'occurrence) ont été visualisées, ce qui a permis de connaître les variations biotiques et abiotiques qui conduisent à la structuration des assemblages et pools taxonomiques régionaux, et même en sous assemblages qui s'emboîtent ou se recoupent.

L'analyse factorielle a mis en évidence l'importance des caractéristiques hydrodynamiques, dépendantes dans une large mesure des évolutions climatiques, des quatre milieux comparés. La richesse spécifique a été expliquée en identifiant des facteurs physico-chimiques statistiquement importants dans chaque milieu. La distribution des espèces dans les MEL suit un patron en relation avec le gradient de salinité, de l'aval vers l'amont. Sauf au Sine-Saloum, ce patron est caractérisé par la raréfaction des espèces euryhalines. Les facteurs explicatifs de la diversité taxonomique et de la distribution des poissons sont, dans la plupart des cas, la salinité et l'oxygène dissous. Cette observation est basée sur les résultats statistiques et n'indique donc pas nécessairement de causalité.

Les indices utilisés comme la différence relative entre surfaces (Différence in Area by Percent ou DAP) et la proportion d'équitabilité de Shannon-Weiner (SEP) en liaison avec l'indice de comparaison d'abondance-biomasse (ABC) ont permis d'analyser le niveau du stress selon les stations. Ces méthodes ont été utiles pour déterminer les conditions indicatrices de stress dans chaque milieu. La majorité des stations étudiées doit être

considérée, suite à cette analyse, comme plus ou moins stressées. Toutefois, la diversité taxonomique tout comme la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse locale ne s'expliquent pas clairement par la présence ou le niveau de stress subi par les communautés de poissons. Les valeurs comparées de l'indice DAP ou SEP sur plusieurs années consécutives semblent donc indispensables pour expliquer de façon plus précise les conditions et les paramètres pouvant influencer directement, ou non, l'abondance et la biomasse de chaque espèce. Cette analyse peut aussi fournir des explications ou au moins des indications sur les dégradations de l'environnement.

L'organisation des communautés est aussi fortement influencée par les stratégies écophysiologiques des espèces. Parmi les facteurs pouvant entraîner des différences de diversité des organismes biologiques, nous noterons la présence et la surface, en valeur relative, des habitats divers qui permettent d'accueillir un nombre élevé d'espèces. Malgré un effectif considérable dans chaque écosystème, la plupart des poissons recensés sont souvent de très petites tailles ou des juvéniles. Ce qui montre bien que ces MEL constituent des milieux extrêmement importants du point de vue trophique avec une capacité biotique considérable. Il reste à connaître les relations trophiques interspécifiques pour expliquer l'organisation et les stratégies des organismes des MEL. Les données statistiques sur les données des pêches expérimentales ont, en effet, été également utilisées de façon complémentaire dans les études sur les relations trophiques présentées dans le chapitre qui suit.

# Chapitre 6

## L'écologie trophique

---

### 6.1. Introduction

Ainsi que nous l'avons indiqué dans les premiers chapitres, les MEL sont connus comme, des nurseries et des milieux très productifs en raison de facteurs physiques très variables, de l'hétérogénéité spatiale des structures des peuplements fortement liée à la disponibilité des ressources alimentaires. La grande variabilité des facteurs abiotiques de chaque milieu définit le contexte de la structure d'une communauté et les interactions entre les groupes biologiques contribuent également à la diversité et à l'abondance des organismes vivants (Domain *et al.* 1999 ; Robertson et Duke 1987). Les études concernant les réseaux trophiques sont une façon de mettre en relation la diversité et les caractéristiques biologiques des écosystèmes (Winemiller 1995 ; Christensen 1995 ; Raffaelli 2000 ; Blaber 2002).

L'étape suivante de notre démarche est donc d'explorer les relations trophiques à l'intérieur des 4 écosystèmes étudiés et de voir si les différences observées au chapitre précédent et leurs relations avec l'état environnemental des MEL ont leur écho dans les relations trophiques. L'essentiel de ce chapitre a été également rédigé à partir des observations réalisées dans les MEL considérés pour déterminer les caractéristiques démographiques et biologiques des espèces clefs, ayant été identifiées comme spécifiques à chaque milieu. Les grands traits de la répartition spatiale, tels que décrits au chapitre précédent, ont permis indirectement une première typologie des espèces. En outre, les images obtenues par les analyses des SOM ont permis, de façon complémentaire, d'approfondir les interactions biologiques au niveau de l'ichtyophagie où les informations précises sont limitées. La détermination de la variabilité de la répartition et de l'abondance des espèces selon les habitats a permis de présenter graphiquement, à la suite des analyses des SOM, des ensembles de relevés dans lesquels la distribution de chaque espèce est résumée ce qui permet d'identifier les interactions potentielles entre elles. L'identification des différents composants et des voies des transferts énergétiques peut, en conséquence, permettre d'expliquer le niveau de stabilité ou d'instabilité en cas de perturbation.

### 6.2. Les données démographiques chez les poissons

Les distributions de fréquences de tailles obtenues chez les poissons (*cf.* Chapitre 3) ont permis l'estimation des paramètres démographiques des populations concernées dans chaque milieu grâce au logiciel FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002). Les tableaux 6.1 à 6.4 présentent les différents paramètres ainsi estimés. Sont ajoutés dans ces tableaux le poids asymptotique et l'indice d'activité ou l'« aspect ratio » calculé par référence à la forme de la nageoire caudale en vue d'employer le modèle de Palomares et Pauly (1998) pour le calcul de la consommation relative de nourriture  $Q/B$  comme indiqué plus loin.

**Tableau 6.1.** Paramètres biologiques considérés pour les espèces clés de poissons dans l'estuaire du Sine-Saloum.  $L_{\infty}$  est la longueur asymptotique,  $W_{\infty}$  est le poids asymptotique,  $K$  est le coefficient de croissance,  $A$  est l'indice d'activité,  $M$  est la mortalité naturelle et  $F$  la mortalité par la pêche.

	Espèce	$L_{\infty}$ (cm FL)	$W_{\infty}$ (g)	$K$ (an <sup>-1</sup> )	$A$	$M$ (an <sup>-1</sup> )	$F$ (an <sup>-1</sup> )
1	<i>Sphyraena afra</i> *	76,40 <sup>a</sup>	2 697,08 <sup>b</sup>	0,20 <sup>c</sup>	1,56 <sup>d</sup>	0,563 <sup>e</sup>	1,137 <sup>f</sup>
2	<i>Scomberomorus tritor</i>	134,50 <sup>g</sup>	23 211,56 <sup>h</sup>	0,83 <sup>g</sup>	4,30 <sup>d</sup>	0,341 <sup>i</sup>	0,309 <sup>f</sup>
3	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	52,10 <sup>a</sup>	2 010,00 <sup>h</sup>	0,36 <sup>c</sup>	2,12 <sup>d</sup>	1,451 <sup>e</sup>	0,089 <sup>f</sup>
4	<i>Galeoides decadactylus</i> *	25,00 <sup>g</sup>	318,27 <sup>h</sup>	0,58 <sup>g</sup>	2,88 <sup>d</sup>	1,269 <sup>i</sup>	1,269 <sup>f</sup>
5	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	54,50 <sup>g</sup>	1 474,61 <sup>h</sup>	0,16 <sup>g</sup>	1,21 <sup>d</sup>	0,440 <sup>i</sup>	0,310 <sup>f</sup>
6	<i>Pseudotolithus brachygnathus</i> *	69,00 <sup>g</sup>	2 858,21 <sup>h</sup>	0,33 <sup>g</sup>	1,21 <sup>d</sup>	0,661 <sup>i</sup>	0,619 <sup>f</sup>
7	<i>Elops lacerta</i> *	37,00 <sup>g</sup>	654,48 <sup>h</sup>	0,45 <sup>g</sup>	3,00 <sup>d</sup>	0,971 <sup>i</sup>	0,849 <sup>f</sup>
8	<i>Arius latiscutatus</i> *	55,50 <sup>g</sup>	2 264,86 <sup>h</sup>	0,15 <sup>g</sup>	3,28 <sup>d</sup>	0,420 <sup>i</sup>	2,235 <sup>f</sup>
9	<i>Pomadasys jubelini</i> *	34,50 <sup>g</sup>	557,49 <sup>h</sup>	0,45 <sup>g</sup>	1,41 <sup>d</sup>	0,287 <sup>i</sup>	0,983 <sup>f</sup>
10	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	23,50 <sup>g</sup>	25,96 <sup>h</sup>	0,54 <sup>g</sup>	4,04 <sup>j</sup>	1,233 <sup>i</sup>	1,257 <sup>f</sup>
11	<i>Caranx hippos</i> *	22,24 <sup>a</sup>	143,10 <sup>b</sup>	0,86 <sup>c</sup>	4,05 <sup>d</sup>	1,506 <sup>e</sup>	0,079 <sup>f</sup>
12	<i>Trachinotus teraia</i> *	51,41 <sup>a</sup>	6 045,52 <sup>b</sup>	0,33 <sup>c</sup>	3,87 <sup>d</sup>	0,605 <sup>i</sup>	0,006 <sup>f</sup>
13	<i>Citarichthys stampflii</i>	17,24 <sup>a</sup>	48,92 <sup>h</sup>	0,90 <sup>c</sup>	1,09 <sup>d</sup>	1,507 <sup>e</sup>	0,142 <sup>f</sup>
14	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	25,80 <sup>a</sup>	176,67 <sup>h</sup>	0,66 <sup>c</sup>	0,01	1,128 <sup>e</sup>	0,082 <sup>f</sup>
15	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	22,50 <sup>g</sup>	302,97 <sup>h</sup>	0,33 <sup>g</sup>	2,38 <sup>d</sup>	0,904 <sup>i</sup>	0,686 <sup>f</sup>
16	<i>Drepane africana</i> *	36,50 <sup>g</sup>	1 669,83 <sup>h</sup>	0,60 <sup>g</sup>	1,80 <sup>d</sup>	1,172 <sup>i</sup>	0,508 <sup>f</sup>
17	<i>Dasyatis margarita</i> *	58,50 <sup>a</sup>	6 764,39 <sup>h</sup>	0,40 <sup>c</sup>	0,01	0,627 <sup>e</sup>	0,106 <sup>f</sup>
18	<i>Ilisha africana</i>	22,75 <sup>g</sup>	103,39 <sup>b</sup>	0,38 <sup>g</sup>	2,88 <sup>j</sup>	0,991 <sup>i</sup>	0,518 <sup>f</sup>
19	<i>Brachydeuterus auritus</i>	19,50 <sup>g</sup>	123,02 <sup>h</sup>	0,75 <sup>g</sup>	3,24 <sup>d</sup>	1,610 <sup>i</sup>	3,070 <sup>f</sup>
20	<i>Epinephelus aeneus</i> *	47,36 <sup>a</sup>	768,03 <sup>h</sup>	0,41 <sup>c</sup>	1,06 <sup>j</sup>	0,730 <sup>e</sup>	0,018 <sup>f</sup>
21	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> *	31,31 <sup>a</sup>	153,47 <sup>b</sup>	0,61 <sup>c</sup>	2,34 <sup>j</sup>	0,988 <sup>e</sup>	0,129 <sup>f</sup>
22	<i>Pellonula leonensis</i>	10,49 <sup>a</sup>	4,99 <sup>b</sup>	1,68 <sup>c</sup>	2,83 <sup>j</sup>	2,013 <sup>e</sup>	1,067 <sup>f</sup>
23	<i>Trichiurus lepturus</i>	86,50 <sup>g</sup>	4 757,49 <sup>h</sup>	0,14 <sup>g</sup>	0,01	0,346 <sup>i</sup>	0,074 <sup>f</sup>
24	<i>Monodactylus sebae</i>	17,00 <sup>g</sup>	136,56 <sup>h</sup>	0,70 <sup>g</sup>	3,06 <sup>j</sup>	1,620 <sup>i</sup>	0,290 <sup>f</sup>
25	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	32,00 <sup>g</sup>	590,09 <sup>h</sup>	0,48 <sup>g</sup>	2,88 <sup>d</sup>	1,047 <sup>i</sup>	1,463 <sup>f</sup>
26	<i>Sardinella maderensis</i> *	24,00 <sup>g</sup>	195,82 <sup>h</sup>	0,50 <sup>g</sup>	3,35 <sup>d</sup>	1,165 <sup>i</sup>	1,885 <sup>f</sup>
27	<i>Liza grandisquamis</i> *	30,50 <sup>g</sup>	341,98 <sup>h</sup>	0,35 <sup>g</sup>	2,45 <sup>d</sup>	0,863 <sup>i</sup>	0,217 <sup>f</sup>
28	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	22,00 <sup>g</sup>	176,74 <sup>h</sup>	0,60 <sup>g</sup>	1,37 <sup>d</sup>	1,081 <sup>i</sup>	1,135 <sup>f</sup>
29	<i>Tilapia guineensis</i>	32,50 <sup>g</sup>	345,47 <sup>h</sup>	0,46 <sup>g</sup>	1,37 <sup>j</sup>	1,014 <sup>i</sup>	1,386 <sup>f</sup>

- Valeurs issues de la base de données de pêches expérimentales (Diouf 1996 ; Simier *et al.* 2003) et  $L_{\infty}$  calculé par la relation prédictive de Froese et Binohlan (2000) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004) ;
- Coefficient de croissance ( $K$ ) du poisson estimé par la relation prédictive de Merona (1983) ;
- Mesuré et calculé par nos soins à partir d'échantillons capturés *in situ* ;
- Mortalité naturelle estimée à partir de la relation prédictive de Froese et Binohlan (2000) ;
- Calculé à partir de la relation  $F = Z - M$ ; La mortalité totale ( $Z$ ) étant la somme de la mortalité naturelle ( $M$ ) et de la mortalité par pêche ( $F$ ) ;
- Valeur calculée grâce au logiciel FiSAT (Gayaniilo *et al.* 2002) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée par Écoutin et Albaret (2003) ;
- Valeur obtenue à l'aide de la relation prédictive de Pauly (1980) ;
- Valeur issue de « Fishbase » (Froese et Pauly 2004).



**Tableau 6.2.** Paramètres biologiques considérés pour les espèces clefs de poissons dans l'estuaire de la Gambie.  $L_{\infty}$  est la longueur asymptotique,  $W_{\infty}$  est le poids asymptotique,  $K$  le coefficient de croissance,  $A$  est l'indice d'activité,  $M$  est la mortalité naturelle et  $F$  la mortalité par la pêche.

	Espèce	$L_{\infty}$ (cm FL)	$W_{\infty}$ (g)	$K$ (an <sup>-1</sup> )	$A$	$M$ (an <sup>-1</sup> )	$F$ (an <sup>-1</sup> )
1	<i>Sphyræna afra</i> *	29,59 <sup>a</sup>	153,68 <sup>b</sup>	0,61 <sup>c</sup>	1,56 <sup>d</sup>	1,071 <sup>e</sup>	0,039 <sup>f</sup>
2	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	170,00 <sup>g</sup>	75 556,05 <sup>b</sup>	0,22 <sup>g</sup>	1,90 <sup>h</sup>	0,394 <sup>i</sup>	0,456 <sup>f</sup>
3	<i>Galeoides decadactylus</i> *	21,00 <sup>g</sup>	181,95 <sup>b</sup>	0,76 <sup>g</sup>	2,51 <sup>d</sup>	1,605 <sup>i</sup>	0,785 <sup>f</sup>
4	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	55,00 <sup>g</sup>	1 518,24 <sup>b</sup>	0,39 <sup>g</sup>	1,33 <sup>d</sup>	0,715 <sup>i</sup>	0,915 <sup>f</sup>
5	<i>Pseudotolithus senegalensis</i> *	125,00 <sup>g</sup>	21 453,04 <sup>b</sup>	0,16 <sup>g</sup>	0,96 <sup>d</sup>	0,349 <sup>i</sup>	0,331 <sup>f</sup>
6	<i>Elops lacerta</i> *	45,50 <sup>g</sup>	818,99 <sup>b</sup>	0,31 <sup>g</sup>	1,97 <sup>h</sup>	0,713 <sup>i</sup>	0,147 <sup>f</sup>
7	<i>Arius laticutatus</i> *	42,50 <sup>g</sup>	997,17 <sup>b</sup>	0,36 <sup>g</sup>	2,34 <sup>h</sup>	0,809 <sup>i</sup>	0,331 <sup>f</sup>
8	<i>Pomadasys jubelini</i> *	33,60 <sup>j</sup>	599,12 <sup>b</sup>	0,52 <sup>c</sup>	2,37 <sup>h</sup>	0,934 <sup>e</sup>	0,019 <sup>f</sup>
9	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	19,50 <sup>g</sup>	114,73 <sup>b</sup>	0,40 <sup>g</sup>	4,04 <sup>h</sup>	1,070 <sup>i</sup>	2,880 <sup>f</sup>
10	<i>Caranx senegalus</i> *	52,50 <sup>g</sup>	1 603,24 <sup>b</sup>	0,23 <sup>g</sup>	4,05 <sup>h</sup>	0,500 <sup>i</sup>	0,200 <sup>f</sup>
11	<i>Trachinotus teraia</i> *	82,00 <sup>g</sup>	14 094,06 <sup>b</sup>	0,20 <sup>g</sup>	2,53 <sup>h</sup>	0,454 <sup>i</sup>	0,306 <sup>f</sup>
12	<i>Citarichthys stampflii</i>	14,32 <sup>j</sup>	27,27 <sup>b</sup>	1,32 <sup>c</sup>	1,09 <sup>k</sup>	1,803 <sup>e</sup>	0,610 <sup>f</sup>
13	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	75,00 <sup>g</sup>	1 230,50 <sup>b</sup>	0,13 <sup>g</sup>	0,01 <sup>h</sup>	0,354 <sup>i</sup>	0,216 <sup>f</sup>
14	<i>Eucinostomus melanopeterus</i> *	20,06 <sup>a</sup>	187,77 <sup>b</sup>	0,90 <sup>c</sup>	2,91 <sup>h</sup>	1,415 <sup>e</sup>	0,228 <sup>f</sup>
15	<i>Drepane africana</i> *	44,50 <sup>g</sup>	3 193,62 <sup>b</sup>	0,36 <sup>g</sup>	1,80 <sup>k</sup>	0,791 <sup>i</sup>	0,379 <sup>f</sup>
16	<i>Dasyatis margarita</i> *	40,24 <sup>j</sup>	456,20 <sup>l</sup>	0,22 <sup>c</sup>	0,01 <sup>h</sup>	0,500 <sup>e</sup>	0,206 <sup>f</sup>
17	<i>Ilisha africana</i>	30,50 <sup>g</sup>	234,34 <sup>b</sup>	0,67 <sup>g</sup>	2,88 <sup>h</sup>	1,320 <sup>i</sup>	2,080 <sup>f</sup>
18	<i>Brachydeuterus auritus</i>	13,60 <sup>j</sup>	40,03 <sup>b</sup>	1,28 <sup>c</sup>	2,19 <sup>h</sup>	1,765 <sup>e</sup>	0,575 <sup>f</sup>
19	<i>Epinephelus aeneus</i> *	73,50 <sup>g</sup>	4 507,37 <sup>b</sup>	0,24 <sup>g</sup>	3,58 <sup>h</sup>	0,527 <sup>i</sup>	0,273 <sup>f</sup>
20	<i>Schilbe intermedius</i> *	21,50 <sup>g</sup>	62,99 <sup>b</sup>	0,45 <sup>g</sup>	1,90 <sup>h</sup>	1,131 <sup>i</sup>	0,559 <sup>f</sup>
21	<i>Strongylura senegalensis</i> *	40,00 <sup>j</sup>	89,03 <sup>l</sup>	0,29 <sup>c</sup>	2,05 <sup>h</sup>	0,700 <sup>e</sup>	0,025 <sup>f</sup>
22	<i>Hepsetus odoe</i> *	45,85 <sup>a</sup>	893,40 <sup>m</sup>	0,40 <sup>c</sup>	1,30 <sup>h</sup>	0,716 <sup>e</sup>	0,021 <sup>f</sup>
23	<i>Pellonula leonensis</i>	11,90 <sup>j</sup>	17,11 <sup>b</sup>	1,48 <sup>c</sup>	2,83 <sup>h</sup>	1,924 <sup>e</sup>	0,792 <sup>f</sup>
24	<i>Chrysichthys auratus</i> *	61,50 <sup>g</sup>	3 481,25 <sup>b</sup>	0,22 <sup>g</sup>	1,52 <sup>l</sup>	0,528 <sup>i</sup>	0,202 <sup>f</sup>
25	<i>Trichiurus lepturus</i>	86,50 <sup>g</sup>	4 757,49 <sup>k</sup>	0,15 <sup>c</sup>	0,01 <sup>h</sup>	0,328 <sup>i</sup>	0,112 <sup>f</sup>
26	<i>Synodontis gambiensis</i> *	25,00 <sup>j</sup>	371,56 <sup>m</sup>	0,72 <sup>c</sup>	4,05 <sup>l</sup>	1,475 <sup>e</sup>	2,695 <sup>f</sup>
27	<i>Monodactylus sebae</i>	21,00 <sup>g</sup>	247,43 <sup>b</sup>	0,71 <sup>g</sup>	3,06 <sup>h</sup>	1,521 <sup>i</sup>	0,139 <sup>f</sup>
28	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	43,50 <sup>j</sup>	1 755,29 <sup>b</sup>	0,30 <sup>c</sup>	1,79 <sup>h</sup>	0,707 <sup>i</sup>	0,693 <sup>f</sup>
29	<i>Sardinella maderensis</i> *	19,34 <sup>j</sup>	103,73 <sup>b</sup>	0,90 <sup>c</sup>	4,01 <sup>h</sup>	1,830 <sup>e</sup>	3,430 <sup>f</sup>
30	<i>Liza grandisquamis</i> *	28,00 <sup>n</sup>	273,55 <sup>b</sup>	0,41 <sup>g</sup>	2,78 <sup>l</sup>	1,403 <sup>i</sup>	0,257 <sup>f</sup>
31	<i>Tylochromis jentinki</i>	25,54 <sup>j</sup>	309,09 <sup>b</sup>	0,95 <sup>c</sup>	1,32 <sup>h</sup>	1,397 <sup>e</sup>	0,341 <sup>f</sup>
32	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	37,00 <sup>g</sup>	924,05 <sup>b</sup>	0,39 <sup>g</sup>	1,14 <sup>h</sup>	0,893 <sup>i</sup>	0,847 <sup>f</sup>
33	<i>Tilapia guineensis</i>	19,02 <sup>a</sup>	148,74 <sup>b</sup>	1,04 <sup>c</sup>	1,37 <sup>h</sup>	1,470 <sup>e</sup>	0,432 <sup>f</sup>

- Valeurs issues de la base de données de pêches artisanales (Ndiaye *et al.* 2003) et  $L_{\infty}$  calculé par la relation prédictive de Froese et Binohlan (2000) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée par Écoutin et Albaret (2003) ;
- Coefficient de croissance ( $K$ ) estimé par la relation prédictive de Merona (1983) ;
- Estimé par nos soins à partir des dessins de Seret et Opic (1981) ;
- Mortalité naturelle estimée à partir de la relation prédictive de Froese et Binohlan (2000) ;
- Calculé à partir de la relation  $F = Z - M$  ;
- Valeur calculée grâce au logiciel FiSAT (Gayaniilo *et al.* 2002) sur des données issues de pêches artisanales (Ndiaye *et al.* 2003) ;
- Valeur issue de « Fishbase » (Froese et Pauly 2004).
- Valeur obtenue à l'aide de la relation prédictive de Pauly (1980) ;
- Valeurs provenant de la base de données des pêches expérimentales (Simier *et al.* 2003 ; Albaret *et al.* 2004) et  $L_{\infty}$  calculé par la relation prédictive de Froese et Binohlan (2000) ;
- Valeur estimée par nos soins à partir des échantillons du Sine-Saloum ;
- Valeur estimée par nos soins ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur-poids indiquée dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004) ;
- Valeur calculée grâce au logiciel FiSAT (Gayaniilo *et al.* 2002) sur des données obtenues à partir des pêches expérimentales (Simier *et al.* 2003 ; Albaret *et al.* 2004).

**Tableau 6.3.** Paramètres biologiques pour les espèces clefs de poissons considérées dans la lagune Ébrié.  $L_{\infty}$  est la longueur asymptotique,  $W_{\infty}$  est le poids asymptotique,  $K$  le coefficient de croissance,  $A$  est l'indice d'activité,  $M$  est la mortalité naturelle et  $F$  la mortalité par la pêche.

	Espèces	$L_{\infty}$ (cm FL)	$W_{\infty}$ (g)	$K$ (an <sup>-1</sup> )	$A$	$M$ (an <sup>-1</sup> )	$F$ (an <sup>-1</sup> )
1	<i>Sphyræna afra</i> *	120,00 <sup>a</sup>	7 347,15 <sup>b</sup>	0,26 <sup>c</sup>	1,56 <sup>d</sup>	0,520 <sup>e</sup>	2,008 <sup>f</sup>
2	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	79,00 <sup>a</sup>	7 110,66 <sup>g</sup>	0,30 <sup>c</sup>	1,90 <sup>h</sup>	0,619 <sup>e</sup>	0,941 <sup>f</sup>
3	<i>Galeoides decadactylus</i> *	20,40 <sup>i</sup>	154,09 <sup>b</sup>	0,49 <sup>c</sup>	2,51 <sup>d</sup>	1,240 <sup>e</sup>	0,140 <sup>f</sup>
4	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	46,00 <sup>i</sup>	874,11 <sup>b</sup>	0,29 <sup>c</sup>	1,33 <sup>d</sup>	0,704 <sup>e</sup>	0,756 <sup>f</sup>
5	<i>Pseudotolithus senegalensis</i> *	115,62 <sup>k</sup>	16 737,56 <sup>b</sup>	0,33 <sup>l</sup>	1,41 <sup>d</sup>	0,600 <sup>e</sup>	0,087 <sup>f</sup>
6	<i>Elops lacerta</i> *	35,00 <sup>a</sup>	350,00 <sup>g</sup>	0,65 <sup>c</sup>	1,97 <sup>h</sup>	1,289 <sup>e</sup>	1,501 <sup>f</sup>
7	<i>Arius latiscutatus</i> *	71,39 <sup>k</sup>	2 215,00 <sup>b</sup>	0,15 <sup>h</sup>	2,34 <sup>h</sup>	0,405 <sup>k</sup>	0,025 <sup>f</sup>
8	<i>Pomadasys jubelini</i> *	45,00 <sup>a</sup>	1 583,75 <sup>g</sup>	0,40 <sup>c</sup>	2,37 <sup>h</sup>	0,875 <sup>e</sup>	1,255 <sup>f</sup>
9	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	17,50 <sup>i</sup>	87,79 <sup>g</sup>	0,93 <sup>c</sup>	4,04 <sup>h</sup>	1,690 <sup>e</sup>	0,460 <sup>f</sup>
10	<i>Caranx hippos</i> *	27,30 <sup>a</sup>	435,76 <sup>g</sup>	0,62 <sup>c</sup>	3,41 <sup>h</sup>	1,339 <sup>e</sup>	0,371 <sup>f</sup>
11	<i>Trachinotus teraia</i> *	88,50 <sup>a</sup>	15 953,14 <sup>g</sup>	0,20 <sup>c</sup>	2,53 <sup>h</sup>	0,460 <sup>e</sup>	0,470 <sup>f</sup>
12	<i>Citarichthys stampflii</i>	22,20 <sup>a</sup>	114,00 <sup>g</sup>	1,00 <sup>c</sup>	1,32 <sup>j</sup>	1,940 <sup>e</sup>	1,410 <sup>f</sup>
13	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	65,50 <sup>i</sup>	780,05 <sup>b</sup>	0,12 <sup>c</sup>	0,01	0,350 <sup>e</sup>	0,160 <sup>f</sup>
14	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	22,00 <sup>a</sup>	228,87 <sup>g</sup>	0,82 <sup>c</sup>	2,60 <sup>h</sup>	1,172 <sup>e</sup>	2,698 <sup>f</sup>
15	<i>Drepane africana</i> *	38,66 <sup>k</sup>	2 015,44 <sup>b</sup>	0,24 <sup>l</sup>	1,60 <sup>d</sup>	0,670 <sup>e</sup>	0,240 <sup>f</sup>
16	<i>Dasyatis margarita</i> *	100,82 <sup>m</sup>	30 187,73 <sup>g</sup>	0,22 <sup>n</sup>	0,01	0,450 <sup>k</sup>	0,080 <sup>f</sup>
17	<i>Ilisha africana</i>	34,54 <sup>i</sup>	331,60 <sup>b</sup>	0,75 <sup>l</sup>	2,88 <sup>h</sup>	1,421 <sup>e</sup>	0,138 <sup>f</sup>
18	<i>Brachydeuterus auritus</i>	16,00 <sup>i</sup>	66,42 <sup>b</sup>	0,90 <sup>c</sup>	2,19 <sup>h</sup>	1,984 <sup>e</sup>	2,236 <sup>f</sup>
19	<i>Hemichromis fasciatus</i> *	25,00 <sup>a</sup>	250,00 <sup>g</sup>	0,83 <sup>c</sup>	1,45 <sup>h</sup>	1,661 <sup>e</sup>	2,019 <sup>f</sup>
20	<i>Schilbe intermedius</i> *	20,06 <sup>k</sup>	92,98 <sup>k</sup>	0,91 <sup>l</sup>	1,90 <sup>j</sup>	1,910 <sup>k</sup>	2,290 <sup>f</sup>
21	<i>Strongylura senegalensis</i> *	45,00 <sup>a</sup>	1 216,08 <sup>o</sup>	0,38 <sup>c</sup>	2,05 <sup>h</sup>	0,846 <sup>e</sup>	0,204 <sup>f</sup>
22	<i>Hydrocynus foskalii</i> *	29,08 <sup>k</sup>	368,74 <sup>o</sup>	0,31 <sup>h</sup>	1,90 <sup>h</sup>	1,188 <sup>k</sup>	0,187 <sup>f</sup>
23	<i>Pellonula leonensis</i>	16,00 <sup>a</sup>	39,80 <sup>b</sup>	0,95 <sup>c</sup>	2,83 <sup>h</sup>	2,055 <sup>e</sup>	1,505 <sup>f</sup>
24	<i>Eleotris senegalensis</i> *	19,00 <sup>i</sup>	21,44 <sup>b</sup>	0,75 <sup>c</sup>	0,98 <sup>j</sup>	1,678 <sup>e</sup>	0,212 <sup>f</sup>
25	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> *	70,35 <sup>a</sup>	4 303,77 <sup>g</sup>	0,19 <sup>c</sup>	1,52 <sup>h</sup>	0,474 <sup>e</sup>	0,656 <sup>f</sup>
26	<i>Trichiurus lepturus</i>	148,25 <sup>k</sup>	3 090,19 <sup>b</sup>	0,28 <sup>l</sup>	0,01	0,580 <sup>h</sup>	0,020 <sup>f</sup>
27	<i>Synodontis gambiensis</i> *	31,02 <sup>i</sup>	720,90 <sup>m</sup>	0,55 <sup>l</sup>	1,90 <sup>h</sup>	1,220 <sup>k</sup>	0,380 <sup>f</sup>
28	<i>Monodactylus sebae</i>	16,50 <sup>a</sup>	118,19 <sup>b</sup>	0,79 <sup>c</sup>	3,06 <sup>h</sup>	1,806 <sup>e</sup>	0,434 <sup>f</sup>
29	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	23,00 <sup>a</sup>	235,82 <sup>g</sup>	0,84 <sup>c</sup>	1,79 <sup>h</sup>	1,714 <sup>e</sup>	2,996 <sup>f</sup>
30	<i>Sardinella maderensis</i> *	17,50 <sup>i</sup>	77,02 <sup>b</sup>	0,84 <sup>c</sup>	3,00 <sup>h</sup>	1,850 <sup>e</sup>	2,330 <sup>f</sup>
31	<i>Liza grandisquamis</i> *	42,00 <sup>i</sup>	923,27 <sup>b</sup>	0,17 <sup>c</sup>	2,78 <sup>d</sup>	0,509 <sup>e</sup>	0,371 <sup>f</sup>
32	<i>Tylochromis jentinki</i>	33,00 <sup>a</sup>	673,96 <sup>g</sup>	0,46 <sup>c</sup>	1,32 <sup>h</sup>	1,405 <sup>e</sup>	0,355 <sup>f</sup>
33	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	34,00 <sup>a</sup>	732,57 <sup>g</sup>	0,42 <sup>c</sup>	1,14 <sup>h</sup>	0,976 <sup>e</sup>	0,224 <sup>f</sup>
34	<i>Tilapia guineensis</i>	33,00 <sup>a</sup>	670,36 <sup>g</sup>	0,51 <sup>c</sup>	1,37 <sup>h</sup>	1,118 <sup>e</sup>	0,322 <sup>f</sup>

- Valeur calculée à l'aide du logiciel FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002) à partir de données des pêches artisanales/collectives (Écoutin 1992 ; Ndiaye *et al.* 2003) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée par Bert et Écoutin (1982) et Écoutin et Albaret (2003) ;
- Valeur calculée à l'aide de FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002) ;
- Estimé par nos soins à partir des dessins de Seret et Opic (1981) ;
- Valeur obtenue à partir de la relation prédictive de Pauly (1980) ;
- Valeur calculée à partir de la relation  $F = Z - M$  ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée par Bert et Écoutin (1982) ;
- Valeur issue de « Fishbase » (Froese et Pauly 2004) ;
- Valeur calculée grâce au logiciel FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002) sur des données obtenues à la suite des pêches expérimentales (Albaret 1994 ; Simier *et al.* 2003) ;
- Adopté du lac Nokoué (Nyonkuru *et al.* 2003) ;
- Obtenu à partir de la base de données des pêches expérimentales (Albaret 1994 ; Simier *et al.* 2003) et calculé par la méthode de Froese et Binohlan (2000) ;
- Le coefficient de croissance (K) du poisson est estimé par la relation prédictive de Merona (1983) ;
- Obtenu à partir de la base de données issue de pêches individuelles et calculé par la méthode de Froese et Binohlan (2000) ;
- Selon les calculs de Brander et Palmer (1985) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur-poids indiquée dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004).

**Tableau 6.4.** Paramètres biologiques des espèces considérées dans le Lac Nokoué.  $L_{\infty}$  est la longueur asymptotique,  $W_{\infty}$  est le poids asymptotique,  $K$  le coefficient de croissance,  $A$  est l'indice de l'activité,  $M$  est la mortalité naturelle et  $F$  la mortalité par la pêche.

	Espèce	$L_{\infty}$ (cm TL)	$W_{\infty}$ (g)	$K$ (an <sup>-1</sup> )	$A$	$M$ (an <sup>-1</sup> )	$F$ (an <sup>-1</sup> )
1	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	22,00 <sup>a</sup>	68,70 <sup>b</sup>	0,88 <sup>c</sup>	1,90 <sup>d</sup>	1,820 <sup>e</sup>	0,180 <sup>f</sup>
2	<i>Elops lacerta</i>	25,70 <sup>g</sup>	85,70 <sup>b</sup>	0,75 <sup>g</sup>	1,97 <sup>h</sup>	1,540 <sup>e</sup>	0,360 <sup>f</sup>
3	<i>Pomadasys jubelini</i>	27,20 <sup>a</sup>	286,00 <sup>b</sup>	0,67 <sup>g</sup>	2,37 <sup>d</sup>	1,430 <sup>e</sup>	0,240 <sup>f</sup>
4	<i>Caranx hippos</i>	20,60 <sup>g</sup>	104,40 <sup>b</sup>	0,93 <sup>c</sup>	3,41 <sup>h</sup>	1,920 <sup>e</sup>	0,330 <sup>f</sup>
5	<i>Citarichthys stampflii</i>	29,50 <sup>g</sup>	289,50 <sup>b</sup>	0,70 <sup>g</sup>	1,32 <sup>d</sup>	1,420 <sup>e</sup>	1,250 <sup>f</sup>
6	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	33,70 <sup>a</sup>	180,30 <sup>b</sup>	0,91 <sup>c</sup>	0,01	1,120 <sup>h</sup>	0,380 <sup>f</sup>
7	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	13,40 <sup>g</sup>	25,90 <sup>b</sup>	1,42 <sup>c</sup>	2,60 <sup>h</sup>	2,800 <sup>e</sup>	0,760 <sup>f</sup>
8	<i>Lutjanus goreensis</i> *	23,80 <sup>a</sup>	212,00 <sup>j</sup>	0,77 <sup>g</sup>	1,48 <sup>h</sup>	1,630 <sup>e</sup>	0,270 <sup>f</sup>
9	<i>Hemichromis fasciatus</i> *	16,75 <sup>g</sup>	86,20 <sup>b</sup>	1,00 <sup>c</sup>	1,32 <sup>d</sup>	2,100 <sup>e</sup>	0,460 <sup>f</sup>
10	<i>Schilbe intermedius</i> *	26,00 <sup>g</sup>	217,00 <sup>k</sup>	0,70 <sup>g</sup>	1,90 <sup>d</sup>	1,080 <sup>e</sup>	0,720 <sup>f</sup>
11	<i>Strongylura senegalensis</i> *	31,20 <sup>g</sup>	37,50 <sup>b</sup>	0,93 <sup>g</sup>	2,05 <sup>d</sup>	1,683 <sup>e</sup>	0,404 <sup>f</sup>
12	<i>Hyporhamphus picarti</i> *	13,50 <sup>g</sup>	5,70 <sup>b</sup>	1,49 <sup>g</sup>	1,40 <sup>d</sup>	2,940 <sup>e</sup>	0,560 <sup>f</sup>
13	<i>Hepsetus odoe</i> *	31,00 <sup>a</sup>	47,00 <sup>k</sup>	0,59 <sup>c</sup>	2,00 <sup>d</sup>	1,270 <sup>i</sup>	0,230 <sup>f</sup>
14	<i>Pellonula leonensis</i>	11,00 <sup>g</sup>	8,20 <sup>b</sup>	2,00 <sup>g</sup>	2,83 <sup>d</sup>	3,714 <sup>e</sup>	1,886 <sup>f</sup>
15	<i>Eleotris vitattus</i> *	22,20 <sup>g</sup>	152,49 <sup>b</sup>	0,96 <sup>g</sup>	1,03 <sup>d</sup>	2,088 <sup>e</sup>	0,302 <sup>f</sup>
16	<i>Gobionellus occidentalis</i> *	18,60 <sup>g</sup>	21,40 <sup>b</sup>	0,93 <sup>g</sup>	0,98 <sup>d</sup>	2,000 <sup>e</sup>	0,500 <sup>f</sup>
17	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> *	26,00 <sup>g</sup>	179,10 <sup>b</sup>	0,90 <sup>g</sup>	1,80 <sup>d</sup>	1,730 <sup>e</sup>	0,220 <sup>f</sup>
18	<i>Synodontis schall</i> *	28,00 <sup>g</sup>	633,00 <sup>k</sup>	0,56 <sup>g</sup>	2,50 <sup>d</sup>	1,244 <sup>e</sup>	0,456 <sup>f</sup>
19	<i>Monodactylus sebae</i>	16,20 <sup>g</sup>	117,80 <sup>b</sup>	1,15 <sup>c</sup>	1,80 <sup>d</sup>	2,360 <sup>e</sup>	0,340 <sup>f</sup>
20	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	21,50 <sup>g</sup>	98,55 <sup>b</sup>	1,00 <sup>g</sup>	1,79 <sup>d</sup>	1,957 <sup>e</sup>	0,293 <sup>f</sup>
21	<i>Liza falcipinnis</i> *	26,50 <sup>g</sup>	156,00 <sup>b</sup>	0,71 <sup>g</sup>	1,50 <sup>d</sup>	1,510 <sup>e</sup>	0,590 <sup>f</sup>
22	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	26,70 <sup>g</sup>	346,40 <sup>b</sup>	0,95 <sup>g</sup>	1,40 <sup>d</sup>	1,520 <sup>e</sup>	0,780 <sup>f</sup>
23	<i>Tilapia guineensis</i>	20,60 <sup>g</sup>	164,10 <sup>b</sup>	0,70 <sup>g</sup>	1,40 <sup>d</sup>	1,850 <sup>e</sup>	0,450 <sup>f</sup>

- Valeurs issues de données de pêches expérimentales (Niyonkuru 2001) et  $L_{\infty}$  calculé par la relation prédictive de Froese et Binohlan (2000) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur- poids obtenue à partir des échantillons capturés *in situ* (Niyonkuru 2001) ;
- Le coefficient de la croissance ( $K$ ) estimé par la relation prédictive de Merona (1983) ;
- Valeur estimée par Niyonkuru (2001) à partir des échantillons capturés *in-situ* ;
- Valeur obtenue à l'aide de la relation prédictive de Pauly (1980) ;
- Calculé à partir de la relation  $F = Z - M$ . La mortalité totale ( $Z$ ), est la somme de la mortalité naturelle ( $M$ ) et de la mortalité par pêche ( $F$ ) ;
- Valeur calculée grâce au logiciel FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002) ;
- Valeur issue de « Fishbase » (Froese et Pauly 2004) ;
- En absence de toute exploitation, la mortalité naturelle a été estimée à partir de la relation prédictive de Beverton et Holt (1957) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée par Écoutin et Albaret (2003) ;
- Valeur calculée à partir de la relation longueur – poids indiquée dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004).

À l'examen de ces tableaux (6.1 à 6.4) nous constatons déjà des variations des caractéristiques biologiques chez les mêmes espèces dans les différents milieux, notamment quant à la longueur asymptotique. Ainsi, pour plusieurs espèces la taille asymptotique est réduite au lac Nokoué (*Polydactylus quadrifilis*, *Elops lacerta*, *Pomadasys jubelini*, *Caranx hippos*, *Eucinostomus melanopterus*, *Pseudolithus elongatus*, *Monodactylus sebae*, *Ethmalosa fimbriata* et les Mugilidés). Ceci est associé à une valeur de  $K$  plus élevée ainsi que, souvent, une valeur plus élevée de  $P/B$ . Ces espèces emploient le lac Nokoué comme la nurseries de juvéniles et certaines d'entre elles sont très exploitées (Tableau 6.4).

Pour d'autres espèces, la taille asymptotique la plus faible est observée dans un autre milieu. Il en est ainsi pour *Citarichthys stampflii*, *Cynoglossus senegalensis* et *Ilisha africana* dans le Sine-Saloum où elles souffrent peut-être des salinités élevées (Tableau 6.1).

D'autres espèces ont une longueur maximale similaire dans différents milieux: *Galeoides decadactylus*, *Chloroscombrus chysurus*, *Pellonula leonensis* et *Drepane africana*, mais assortie à une démographie différente en termes de P/B et de la contribution relative de M et de F dans la valeur de Z.

Pour d'autres groupes enfin, quelquefois présents dans 3 des 4 milieux étudiés, il n'est pas possible de tirer des conclusions nettes.

*Sarotherodon melanotheron* atteint une petite taille au Sine-Saloum (Tableau 6.1) sans doute en raison de la salinité, hypothèse déjà avancée par Panfili *et al.* (2004b) qui ont mis en évidence une croissance plus lente chez les poissons de plus d'un an au Sine-Saloum que chez ceux de l'estuaire de la Gambie (Tableau 6.2).

Chez plusieurs espèces présentes en lagune Ébrié et ailleurs, c'est à Ébrié que les individus atteignent les plus grandes tailles comme par exemple chez *Sphyraena afra*, *Arius latiscutatus*, *Pomadasys jubelini*, *Trachinotus teraia*, *Tylochromis lepturus*, *Hemichromis fasciatus* et *Tilapia guineensis*. Ce milieu était pourtant considéré comme déjà fortement exploité lors des échantillonnages en 1980 et 1981 (Écoutin *et al.* 1994).

Enfin chez 50 % des espèces au Sine-Saloum, 73 % en Gambie, 62 % en lagune Ébrié et la totalité des espèces du lac Nokoué, la mortalité naturelle dépasse, parfois de beaucoup, la mortalité par pêche. Chez ces populations, la démographie est fortement influencée par la mortalité naturelle et donc, pour de nombreuses espèces, par la prédation.

### 6.3. Exposé des modèles

En suivant les indications de Yodzis et Winemiller (1999) pour la constitution des groupes, un total of 37, 41, 42 et 31 groupes ont été pris en compte pour Sine-Saloum, Gambie, Ébrié et Nokoué, respectivement. Ainsi, les modèles Ecopath (Christensen et Pauly 1992) ont pu être établis comme résumé dans les tableaux 6.5 à 6.8. Des représentations du fonctionnement trophique des 4 écosystèmes sont schématisées sur les figures 6.1 a à d. Les régimes alimentaires tels qu'exprimés pour l'élaboration de ces modèles figurent dans l'annexe II. Pour comprendre ces modèles et les interpréter nous aborderons de façon comparative différents points clefs des relations trophiques tels que quantifiés par Ecopath.

Les modèles concernant ces quatre milieux tels que construits et utilisables avec le logiciel Ecopath 5 sont disponibles sur demande. Chaque entrée y fait l'objet d'une documentation détaillée.

Il faut d'abord remarquer que le nombre de groupes de poissons considérés est maximum à Ébrié (34) et en Gambie (33), un peu plus faible au Sine-Saloum (29) et minimum au Lac Nokoué (23). C'est dans ce dernier milieu que la diversité est la plus faible et c'est à Ébrié qu'elle est maximale (Chapitre 4). Dans l'identification et le choix des groupes, nous nous sommes référés aux

espèces mais aussi à leur place trophique et dynamique dans l'écosystème comme indiqué plus haut, ceci dans le but d'avoir le maximum de groupes communs à plusieurs écosystèmes à des fins de comparaison. Ainsi 13 groupes sont communs aux 4 écosystèmes et 27 sont communs à au moins 3 milieux. C'est au lac Nokoué que l'on trouve le plus de groupes non rencontrés dans aucun autre écosystème. Le modèle Ébrié ressemble à celui de la Gambie en termes de diversité écologique élevée ainsi que l'on peut le constater par le grand nombre de groupes considérés.

### 6.3.1. Les ressources exploitées par l'homme

Ces similarités entre les écosystèmes quant à leur faune piscicole étaient déjà perceptibles au chapitre 5 mais les importances relatives en terme de biomasse des divers espèces ou groupes d'espèces communs sont très variables (Tableaux 6.5 à 6.8).

En comparant les quatre écosystèmes, nous remarquons que la biomasse totale de poissons la plus élevée est au lac Nokoué : 134,7 t·km<sup>-2</sup> contre 9,1 t·km<sup>-2</sup> dans le Sine-Saloum et en Gambie et 9,5 t·km<sup>-2</sup> en lagune Ébrié. La raison évidente en est le développement des « acadjas », des dispositifs installés à Nokoué par les pêcheurs depuis plus d'un siècle et destinés à constituer à l'aide de branchages des supports artificiels favorisant la production de nourriture pour les poissons avec très peu de prédation (Welcomme 1972 ; 1999 ; Lalèyè *et al.* 2003a).

D'une façon générale, les petites espèces ne contribuent que peu à la biomasse totale des poissons même si elles sont très abondantes numériquement (*cf.* annexe I). Ainsi en Gambie, nous notons la faible biomasse de *Pseudolithus elongatus* qui peut même paraître sous-estimée dans la mesure où cette espèce a été observée comme très abondante et même dominante (Albaret *et al.* 2004 ; Guillard *et al.* 2004). Il est probable que les juvéniles de petites tailles soient à l'origine de cette divergence entre biomasse et abondance.

La biomasse estimée de crevettes et de crabes, autres groupes exploités par l'homme est très variable : 4,7 t·km<sup>-2</sup> au Sine-Saloum ; 7,2 en Gambie ; 5,3 en lagune Ébrié et 38,6 au lac Nokoué. Les rendements écotrophiques de ces groupes ont été dans tous les cas fixés à des valeurs élevés car ils sont très recherchés par les pêcheurs (Laë *et al.* 2004 ; M. Dème, CRODT, comm. pers.).

Dans les 4 écosystèmes, plusieurs groupes de poissons présentent des valeurs de *EE* faibles (<0,50). Ces espèces peuvent subir une faible prédation ou n'être capturées que dans la zone estuarienne. C'est le cas pour des espèces telles que *Arius* spp (en Gambie), *Caranx* spp, *Trachinotus* spp, *Drepane africana*, *Dasyatis* spp, *Hydrocynus* spp, *Monodactylus sebae*. La morphologie de ces poissons diminue d'autant leur vulnérabilité à la prédation (J.-M. Écoutin, IRD, comm. pers.). Des rendements écotrophiques élevés, supérieurs à 0,75 sont observés plutôt chez les populations soumises à une forte prédation et/ou connues comme recherchées par la pêche artisanale comme par exemple : *Pomadasys jubelini*, *Brachydeuterus auratus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Pellonula leonensis*, *Ethmalosa fimbriata* et les Tilapias. Au lac Nokoué, toutefois, de nombreux groupes également présents dans les autres écosystèmes présentent des rendements écotrophiques plus faibles qu'ailleurs.

**Tableau 6.5.** Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans l'estuaire du Sine-Saloum entre 1991 et 19922. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi de \*) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, *B* est la biomasse en poids frais (pf), *P/B* est le rapport production/biomasse, *Q/B* est la consommation relative de nourriture, *EE* est le rendement écotrophique, *P/Q* est le rapport production/consommation et *Y* est la capture par pêche.

	Groupe	NT	<i>B</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> )	<i>P/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>Q/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>EE</i>	<i>P/Q</i>	<i>Y</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )
1	<i>Sphyraena guanchancho</i> *	(3,7)	0,030 <sup>a</sup>	1,700 <sup>d</sup>	8,645 <sup>j</sup>	(0,671)	(0,197)	0,034 <sup>p</sup>
2	<i>Scomberomorus tritor</i>	(3,8)	0,049 <sup>a</sup>	0,650 <sup>e</sup>	6,821 <sup>j</sup>	(0,495)	(0,095)	0,015 <sup>p</sup>
3	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	(3,6)	0,026 <sup>a</sup>	1,540 <sup>d</sup>	9,272 <sup>j</sup>	(0,099)	(0,166)	0,002 <sup>p</sup>
4	<i>Galeoides decadactylus</i> *	(3,4)	0,363 <sup>a</sup>	3,280 <sup>e</sup>	16,820 <sup>j</sup>	(0,402)	(0,195)	0,461 <sup>p</sup>
5	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	(3,5)	0,241 <sup>a</sup>	0,750 <sup>e</sup>	6,944 <sup>j</sup>	(0,423)	(0,108)	0,075 <sup>p</sup>
6	<i>Pseudotolithus brachygnathus</i> *	(3,6)	0,092 <sup>a</sup>	1,280 <sup>e</sup>	7,294 <sup>j</sup>	(0,511)	(0,175)	0,057 <sup>p</sup>
7	<i>Elops lacerta</i> *	(3,6)	0,056 <sup>a</sup>	1,820 <sup>e</sup>	13,877 <sup>j</sup>	(0,500)	(0,131)	0,048 <sup>p</sup>
8	<i>Arius latiscutatus</i> *	(3,4)	0,090 <sup>a</sup>	2,655 <sup>e</sup>	7,530 <sup>j</sup>	(0,871)	(0,353)	0,201 <sup>p</sup>
9	<i>Pomadasys jubelini</i> *	(3,2)	0,174 <sup>a</sup>	1,350 <sup>d</sup>	12,064 <sup>j</sup>	(0,806)	(0,112)	0,171 <sup>p</sup>
10	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	(3,2)	0,154 <sup>a</sup>	2,490 <sup>e</sup>	19,696 <sup>k</sup>	(0,507)	(0,126)	0,194 <sup>p</sup>
11	<i>Caranx hippos</i> *	(3,5)	0,019 <sup>a</sup>	1,585 <sup>f</sup>	16,969 <sup>j</sup>	(0,134)	(0,093)	0,002 <sup>p</sup>
12	<i>Trachinotus teraia</i> *	(3,3)	0,045 <sup>a</sup>	0,611 <sup>f</sup>	8,445 <sup>j</sup>	(0,205)	(0,072)	-
13	<i>Citarichthys stampflii</i>	(3,6)	(0,029)	1,649 <sup>f</sup>	14,284 <sup>j</sup>	0,500 <sup>o</sup>	(0,115)	0,017 <sup>p</sup>
14	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	(3,3)	(0,039)	1,210 <sup>f</sup>	10,346 <sup>j</sup>	0,700 <sup>o</sup>	(0,117)	0,017 <sup>p</sup>
15	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	(3,0)	0,098 <sup>a</sup>	1,590 <sup>e</sup>	12,883 <sup>j</sup>	(0,966)	(0,123)	0,067 <sup>p</sup>
16	<i>Drepane africana</i> *	(2,8)	0,143 <sup>a</sup>	1,680 <sup>e</sup>	9,291 <sup>j</sup>	(0,319)	(0,181)	0,073 <sup>p</sup>
17	<i>Dasyatis margarita</i> *	(3,2)	0,069 <sup>a</sup>	0,733 <sup>f</sup>	4,613 <sup>j</sup>	(0,215)	(0,159)	0,007 <sup>p</sup>
18	<i>Ilisha africana</i>	(3,0)	0,426 <sup>a</sup>	1,510 <sup>e</sup>	16,059 <sup>k</sup>	(0,581)	(0,094)	0,221 <sup>p</sup>
19	<i>Brachydeuterus auritus</i>	(2,7)	0,188 <sup>a</sup>	4,680 <sup>e</sup>	20,509 <sup>j</sup>	(0,738)	(0,228)	0,577 <sup>p</sup>
20	<i>Epinephelus aeneus</i> *	(3,2)	(0,191)	0,748 <sup>f</sup>	6,992 <sup>k</sup>	0,850 <sup>o</sup>	(0,107)	0,004 <sup>p</sup>
21	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> *	(2,3)	0,035 <sup>a</sup>	1,117 <sup>f</sup>	13,250 <sup>k</sup>	(0,173)	(0,084)	0,005 <sup>p</sup>
22	<i>Pellonula leonensis</i>	(3,3)	(0,259)	3,080 <sup>f</sup>	28,994 <sup>j</sup>	0,700 <sup>o</sup>	(0,106)	0,000 <sup>p</sup>
23	<i>Trichiurus lepturus</i>	(3,2)	0,027 <sup>a</sup>	0,420 <sup>e</sup>	4,163 <sup>j</sup>	(0,291)	(0,101)	0,002 <sup>p</sup>
24	<i>Monodactylus sebae</i>	(3,2)	0,024 <sup>a</sup>	1,910 <sup>e</sup>	16,724 <sup>k</sup>	(0,540)	(0,114)	0,007 <sup>p</sup>
25	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	(2,6)	0,630 <sup>a</sup>	2,510 <sup>e</sup>	13,971 <sup>j</sup>	(0,997)	(0,180)	0,922 <sup>p</sup>
26	<i>Sardinella maderensis</i> *	(2,7)	2,413 <sup>a</sup>	3,050 <sup>e</sup>	18,975 <sup>j</sup>	(0,658)	(0,161)	4,549 <sup>p</sup>
27	<i>Liza grandisquamis</i> *	(2,7)	0,426 <sup>a</sup>	1,080 <sup>e</sup>	11,464 <sup>j</sup>	(0,423)	(0,094)	0,092 <sup>p</sup>
28	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	(2,0)	2,719 <sup>a</sup>	2,480 <sup>e</sup>	32,467 <sup>j</sup>	(0,499)	(0,076)	3,086 <sup>p</sup>
29	<i>Tilapia guineensis</i>	(2,0)	0,073 <sup>a</sup>	2,400 <sup>e</sup>	35,264 <sup>k</sup>	(0,841)	(0,068)	0,101 <sup>p</sup>
30	Crevettes	(2,5)	(2,815)	4,605 <sup>g</sup>	22,000 <sup>l</sup>	0,950 <sup>o</sup>	(0,209)	1,050 <sup>p</sup>
31	Crabes	(2,7)	(1,858)	2,500 <sup>h</sup>	8,500 <sup>l</sup>	0,800 <sup>o</sup>	(0,294)	-
32	Macrobenthos	(2,0)	93,000 <sup>b</sup>	1,200 <sup>b</sup>	10,000 <sup>b</sup>	(0,226)	(0,120)	-
33	Meiobenthos	(2,1)	19,600 <sup>b</sup>	4,000 <sup>b</sup>	50,000 <sup>m</sup>	(0,315)	(0,080)	-
34	Zooplancton	(2,1)	20,636 <sup>b</sup>	50,000 <sup>i</sup>	150,000 <sup>n</sup>	(0,307)	(0,333)	-
35	Phytoplancton	(1,0)	82,000 <sup>b</sup>	138,189 <sup>h</sup>	-	(0,286)	-	-
36	Phytobenthos	(1,0)	(32,158)	15,000 <sup>b</sup>	-	0,950 <sup>o</sup>	-	-
37	Détritus	(1,0)	1,000 <sup>c</sup>	(1,700)	-	(0,110)	-	-

- (a) Mesuré à partir des pêches expérimentales (Diouf 1996 ; Simier *et al.* 2003) (cf. chapitre 3) ; (b) D'après Samb et Mendy (2003) ; (c) Basé sur le modèle de prévision de régression multiple en fonction de la production primaire et de la profondeur de la zone euphotique (Pauly *et al.* 1993) ; (d) Calculé selon Lévêque *et al.* (1977) ; (e) Basé sur des données des pêches expérimentales (Simier *et al.* 2003) employant FISAT (Gayaniilo *et al.* 2002) ; (f) À partir de données récentes de terrain par la relation prédictive de Merona (1983) et Froese et Binohlan (2000) ; (g) Moyenne des valeurs de *P/B* obtenues par Lhomme et Garcia (1984) de 4,2 et Pauly (1982) de 5,01 ; (h) Selon Abaca-Arenas et Valero-Pacheco 1993 ; (i) D'après Pagano et Saint-Jean (1994) ; (j) Consommation de nourriture obtenue grâce au modèle prédictif de Palomares et Pauly (1998) employant l'indice d'activité mesuré par nos soins ; (k) Consommation de nourriture obtenue grâce au modèle prédictif de Palomares et Pauly (1998) mais l'indice d'activité a été obtenu dans « Fishbase » (Froese et Pauly 2004) ; (l) *Q/B* adopté d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a) ; (m) D'après Chavez *et al.* (1993) ; (n) D'après Browder 1993 ; (o) Estimé par nos soins ; (p) Estimé en fonction de la biomasse mesurée pour ce groupe et du coefficient de mortalité par pêche,  $B = Y/F$ .

(b)

**Tableau 6.6.** Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans l'estuaire de la Gambie entre 2000-2002. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi de \*) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, *B* est la biomasse (en poids frais, pf), *P/B* est le rapport production/biomasse, *Q/B* est la consommation relative de nourriture, *EE* est le rendement écotrophique, *P/Q* est le rapport production/consommation et *Y* est la capture par pêche.

	Groupe	NT	<i>B</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> )	<i>P/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>Q/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>EE</i>	<i>P/Q</i>	<i>Y</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )
1	<i>Sphyræna afra</i> *	(3,8)	(0,095)	1,110 <sup>d</sup>	11,900 <sup>i</sup>	0,500 <sup>k</sup>	(0,093)	0,053 <sup>l</sup>
2	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	(3,3)	1,509 <sup>a</sup>	0,850 <sup>e</sup>	4,519 <sup>i</sup>	(0,545)	(0,188)	0,688 <sup>l</sup>
3	<i>Galeoides decadactylus</i> *	(3,4)	0,181 <sup>a</sup>	2,390 <sup>e</sup>	16,465 <sup>i</sup>	(0,508)	(0,145)	0,142 <sup>l</sup>
4	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	(3,5)	0,257 <sup>a</sup>	1,630 <sup>e</sup>	9,053 <sup>i</sup>	(0,658)	(0,180)	0,236 <sup>l</sup>
5	<i>Pseudotolithus senegalensis</i> *	(3,6)	0,405 <sup>a</sup>	0,680 <sup>e</sup>	4,495 <sup>i</sup>	(0,654)	(0,151)	0,134 <sup>l</sup>
6	<i>Elops lacerta</i> *	(3,3)	(0,104)	0,860 <sup>e</sup>	9,109 <sup>i</sup>	0,700 <sup>k</sup>	(0,094)	0,019 <sup>l</sup>
7	<i>Arius latiscutatus</i> *	(3,4)	1,613 <sup>a</sup>	1,140 <sup>f</sup>	10,117 <sup>i</sup>	(0,290)	(0,113)	0,534 <sup>l</sup>
8	<i>Pomadasys jubelini</i> *	(3,4)	(0,105)	0,953 <sup>f</sup>	10,409 <sup>i</sup>	0,700 <sup>k</sup>	(0,092)	0,069 <sup>l</sup>
9	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	(3,1)	(0,005)	3,950 <sup>e</sup>	25,291 <sup>i</sup>	0,500 <sup>k</sup>	(0,156)	0,005 <sup>l</sup>
10	<i>Caranx hippos</i> *	(3,5)	0,040 <sup>a</sup>	0,700 <sup>e</sup>	10,449 <sup>i</sup>	(0,489)	(0,067)	0,008 <sup>l</sup>
11	<i>Trachinotus teraia</i> *	(3,3)	0,039 <sup>a</sup>	0,760 <sup>e</sup>	6,185 <sup>i</sup>	(0,443)	(0,123)	0,012 <sup>l</sup>
12	<i>Citarichthys stampflii</i>	(3,5)	(0,005)	2,413 <sup>f</sup>	17,988 <sup>i</sup>	0,500 <sup>k</sup>	(0,134)	-
13	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	(3,3)	0,463 <sup>a</sup>	0,570 <sup>e</sup>	5,768 <sup>i</sup>	(0,578)	(0,099)	0,100 <sup>l</sup>
14	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	(3,1)	(0,066)	1,643 <sup>f</sup>	15,621 <sup>i</sup>	0,700 <sup>k</sup>	(0,105)	0,001 <sup>l</sup>
15	<i>Drepane africana</i> *	(2,8)	0,042 <sup>a</sup>	1,170 <sup>f</sup>	7,880 <sup>i</sup>	(0,396)	(0,148)	0,016 <sup>l</sup>
16	<i>Dasyatis margarita</i> *	(3,4)	0,107 <sup>a</sup>	0,706 <sup>f</sup>	7,122 <sup>i</sup>	(0,306)	(0,099)	0,022 <sup>l</sup>
17	<i>Ilisha Africana</i>	(3,1)	0,032 <sup>a</sup>	3,400 <sup>e</sup>	18,436 <sup>i</sup>	(0,865)	(0,184)	0,067 <sup>l</sup>
18	<i>Brachydeuterus auritus</i>	(3,1)	(0,016)	2,340 <sup>f</sup>	19,684 <sup>i</sup>	0,800 <sup>k</sup>	(0,119)	0,001 <sup>l</sup>
19	<i>Hemichromis fasciatus</i> *	(3,3)	0,212 <sup>a</sup>	0,800 <sup>f</sup>	8,668 <sup>i</sup>	(0,423)	(0,092)	0,058 <sup>l</sup>
20	<i>Schilbe intermedius</i> *	(3,1)	(0,003)	1,690 <sup>f</sup>	16,093 <sup>i</sup>	0,600 <sup>k</sup>	(0,105)	0,000 <sup>l</sup>
21	<i>Strongylura senegalensis</i> *	(3,2)	(0,005)	0,725 <sup>f</sup>	12,307 <sup>i</sup>	0,600 <sup>k</sup>	(0,059)	0,000 <sup>l</sup>
22	<i>Hydrocynus forskalii</i> *	(3,3)	0,381 <sup>a</sup>	0,737 <sup>e</sup>	7,824 <sup>i</sup>	(0,122)	(0,094)	0,008 <sup>l</sup>
23	<i>Pellonula leonensis</i>	(3,2)	(0,010)	2,716 <sup>f</sup>	29,505 <sup>i</sup>	0,900 <sup>k</sup>	(0,092)	0,000 <sup>l</sup>
24	<i>Chrysiichthys auritus</i> *	(3,3)	0,203 <sup>a</sup>	0,730 <sup>e</sup>	6,548 <sup>i</sup>	(0,607)	(0,111)	0,041 <sup>l</sup>
25	<i>Trichiurus lepturus</i>	(3,2)	(0,079)	0,440 <sup>f</sup>	4,368 <sup>i</sup>	0,500 <sup>k</sup>	(0,101)	0,003 <sup>l</sup>
26	<i>Synodontis gambiensis</i> *	(2,8)	(0,007)	4,170 <sup>f</sup>	21,508 <sup>i</sup>	0,600 <sup>k</sup>	(0,194)	0,003 <sup>l</sup>
27	<i>Monodactylus sebae</i>	(3,1)	0,079 <sup>a</sup>	1,660 <sup>e</sup>	15,348 <sup>i</sup>	(0,171)	(0,108)	0,011 <sup>l</sup>
28	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	(2,7)	(1,094)	1,400 <sup>e</sup>	9,063 <sup>i</sup>	0,900 <sup>k</sup>	(0,154)	0,106 <sup>l</sup>
29	<i>Sardinella maderensis</i> *	(3,0)	(0,268)	5,260 <sup>f</sup>	27,707 <sup>i</sup>	0,700 <sup>k</sup>	(0,190)	0,001 <sup>l</sup>
30	<i>Liza grandisquamis</i> *	(2,4)	0,591 <sup>a</sup>	1,660 <sup>f</sup>	14,523 <sup>i</sup>	(0,228)	(0,114)	0,152 <sup>l</sup>
31	<i>Tylochromis jentinki</i>	(3,0)	(0,130)	1,738 <sup>f</sup>	11,724 <sup>i</sup>	0,500 <sup>k</sup>	(0,148)	0,000 <sup>l</sup>
32	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	(2,1)	(0,640)	1,740 <sup>e</sup>	22,616 <sup>i</sup>	0,900 <sup>k</sup>	(0,077)	0,042 <sup>l</sup>
33	<i>Tilapia guineensis</i>	(2,0)	(0,284)	1,902 <sup>e</sup>	43,794 <sup>i</sup>	0,900 <sup>k</sup>	(0,043)	0,001 <sup>l</sup>
34	Crevettes	(2,6)	(1,436)	3,000 <sup>b</sup>	22,000 <sup>b</sup>	0,950 <sup>k</sup>	(0,136)	0,821 <sup>l</sup>
35	Crabes	(2,8)	(5,794)	2,000 <sup>b</sup>	8,000 <sup>i</sup>	0,700 <sup>k</sup>	(0,250)	0,006 <sup>l</sup>
36	Macrobenthos	(2,4)	(9,016)	5,000 <sup>b</sup>	20,000 <sup>b</sup>	0,950 <sup>k</sup>	(0,250)	-
37	Meiobenthos	(2,0)	(6,073)	10,383 <sup>g</sup>	48,763 <sup>g</sup>	0,950 <sup>k</sup>	(0,250)	-
38	Zooplancton	(2,1)	5,500 <sup>b</sup>	30,000 <sup>g</sup>	120,000 <sup>b</sup>	(0,731)	(0,250)	-
39	Phytoplankton	(1,0)	6,000 <sup>b</sup>	96,853 <sup>g</sup>	-	(0,967)	-	-
40	Phytobenthos	(1,0)	10,500 <sup>b</sup>	15,000 <sup>b</sup>	-	0,410 <sup>k</sup>	-	-
41	Détritus	(1,0)	1,832 <sup>c</sup>	-	-	(0,852)	-	-

(a) Estimé en fonction de la capture annuelle et du coefficient de mortalité par pêche,  $B = Y/F$ ; (b) D'après Mendy (2003); (c) Basé sur le modèle de prévision de régression multiple en fonction de la production primaire et de la profondeur de la zone euphotique (Pauly *et al.* 1993); (d) Données issues de la base de données de pêches artisanales (Ndiaye *et al.* 2003) et valeur calculée par les relations prédictives de Froese et Binohlan (2000); (e) Valeur calculée à l'aide du logiciel FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002) à partir de données de pêche artisanale (Ndiaye *et al.* 2003); (f) Basé sur des données de pêches expérimentales (Simier *et al.* 2003) employant FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002); (g) D'après Manickchand-Heileman *et al.* (1998); (h) Valeur calculée à partir des indications de Healey *et al.* (1985); (i) Consommation de nourriture obtenue grâce au modèle prédictif de Palomares et Pauly (1998) employant l'indice d'activité mesuré par nos soins; (j) *Q/B* adopté d'Arreguín-Sánchez *et al.* (1993a); (k) Estimé par nos soins et (l) D'après Laë *et al.* (2004).

**Tableau 6.7.** Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans la lagune d'Ébrié entre 1980-1981. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi de \*) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, *B* est la biomasse, *P/B* est le rapport production/biomasse, *Q/B* est la consommation relative de nourriture, *EE* est le rendement écotrophique, *P/Q* est le rapport production/consommation et *Y* est la capture.

	Groupe	NT	<i>B</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> )	<i>P/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>Q/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>EE</i>	<i>P/Q</i>	<i>Y</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )
1	<i>Sphyraena afra</i> *	(3,9)	0,010 <sup>a</sup>	2,060 <sup>e</sup>	8,427 <sup>l</sup>	(0,971)	(0,244)	0,020 <sup>p</sup>
2	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	(3,2)	0,199 <sup>a</sup>	1,560 <sup>f</sup>	8,225 <sup>l</sup>	(0,605)	(0,190)	0,187 <sup>p</sup>
3	<i>Galeoides decadactylus</i> *	(3,4)	0,214 <sup>a</sup>	1,380 <sup>e</sup>	15,201 <sup>l</sup>	(0,254)	(0,091)	0,030 <sup>p</sup>
4	<i>Pseudotolithus elongatus</i>	(3,6)	0,079 <sup>a</sup>	1,460 <sup>e</sup>	10,235 <sup>l</sup>	(0,595)	(0,143)	0,060 <sup>p</sup>
5	<i>Pseudotolithus senegalensis</i> *	(3,7)	0,115 <sup>a</sup>	0,687 <sup>g</sup>	5,352 <sup>l</sup>	(0,187)	(0,128)	0,010 <sup>p</sup>
6	<i>Elops lacerta</i> *	(3,3)	0,854 <sup>a</sup>	2,790 <sup>f</sup>	15,450 <sup>l</sup>	(0,567)	(0,181)	1,282 <sup>p</sup>
7	<i>Arius latiscutatus</i> *	(3,3)	0,160 <sup>a</sup>	0,430 <sup>e</sup>	7,290 <sup>l</sup>	(0,058)	(0,059)	0,004 <sup>p</sup>
8	<i>Pomadasys jubelini</i> *	(3,4)	0,018 <sup>a</sup>	2,130 <sup>f</sup>	12,058 <sup>l</sup>	(0,618)	(0,177)	0,022 <sup>p</sup>
9	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	(3,1)	0,117 <sup>a</sup>	2,150 <sup>e</sup>	23,817 <sup>l</sup>	(0,215)	(0,090)	0,054 <sup>p</sup>
10	<i>Caranx hippos</i> *	(3,5)	0,108 <sup>a</sup>	1,710 <sup>f</sup>	16,004 <sup>l</sup>	(0,226)	(0,107)	0,040 <sup>p</sup>
11	<i>Trachinotus teraia</i> *	(3,3)	0,119 <sup>a</sup>	0,930 <sup>f</sup>	6,885 <sup>l</sup>	(0,506)	(0,135)	0,056 <sup>p</sup>
12	<i>Citarichthys stampflii</i>	(3,5)	0,177 <sup>a</sup>	3,350 <sup>f</sup>	17,576 <sup>l</sup>	(0,042)	(0,191)	0,025 <sup>p</sup>
13	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	(3,4)	0,156 <sup>a</sup>	0,510 <sup>e</sup>	6,424 <sup>l</sup>	(0,377)	(0,079)	0,025 <sup>p</sup>
14	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	(3,1)	0,244 <sup>a</sup>	3,870 <sup>f</sup>	19,762 <sup>l</sup>	(0,932)	(0,196)	0,658 <sup>p</sup>
15	<i>Drepane africana</i> *	(2,8)	0,083 <sup>a</sup>	0,910 <sup>g</sup>	8,207 <sup>l</sup>	(0,265)	(0,111)	0,020 <sup>p</sup>
16	<i>Dasyatis margarita</i> *	(3,4)	0,250 <sup>a</sup>	0,530 <sup>h</sup>	3,726 <sup>l</sup>	(0,151)	(0,142)	0,020 <sup>p</sup>
17	<i>Ilisha africana</i>	(3,0)	0,217 <sup>a</sup>	1,559 <sup>e</sup>	15,071 <sup>l</sup>	(0,426)	(0,103)	0,030 <sup>p</sup>
18	<i>Brachydeuterus auritus</i>	(3,0)	0,022 <sup>a</sup>	4,220 <sup>e</sup>	23,047 <sup>l</sup>	(0,883)	(0,183)	0,050 <sup>p</sup>
19	<i>Hemichromis fasciatus</i> *	(3,3)	0,014 <sup>a</sup>	3,680 <sup>e</sup>	16,315 <sup>l</sup>	(0,598)	(0,226)	0,030 <sup>p</sup>
20	<i>Schilbe intermedius</i> *	(3,0)	0,009 <sup>a</sup>	4,200 <sup>h</sup>	20,980 <sup>l</sup>	(0,611)	(0,200)	0,020 <sup>p</sup>
21	<i>Strongylura senegalensis</i> *	(3,2)	0,147 <sup>a</sup>	1,050 <sup>e</sup>	9,840 <sup>l</sup>	(0,161)	(0,107)	0,010 <sup>p</sup>
22	<i>Hydrocynus forskalii</i> *	(3,3)	0,027 <sup>a</sup>	1,375 <sup>i</sup>	12,310 <sup>l</sup>	(0,443)	(0,112)	0,005 <sup>p</sup>
23	<i>Pellonula leonensis</i>	(3,1)	0,047 <sup>a</sup>	3,560 <sup>f</sup>	26,022 <sup>l</sup>	(0,836)	(0,137)	0,070 <sup>p</sup>
24	<i>Eleotris senegalensis</i> *	(3,3)	0,377 <sup>a</sup>	1,890 <sup>f</sup>	18,450 <sup>l</sup>	(0,404)	(0,102)	0,080 <sup>p</sup>
25	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> *	(3,3)	1,027 <sup>a</sup>	1,130 <sup>f</sup>	7,682 <sup>l</sup>	(0,618)	(0,147)	0,674 <sup>p</sup>
26	<i>Trichiurus lepturus</i>	(3,1)	0,050 <sup>a</sup>	0,600 <sup>i</sup>	5,454 <sup>l</sup>	(0,118)	(0,110)	0,001 <sup>p</sup>
27	<i>Synodontis gambiensis</i> *	(2,8)	0,026 <sup>a</sup>	1,600 <sup>i</sup>	12,760 <sup>l</sup>	(0,276)	(0,125)	0,010 <sup>p</sup>
28	<i>Monodactylus sebae</i>	(3,1)	0,129 <sup>a</sup>	2,240 <sup>f</sup>	20,021 <sup>l</sup>	(0,197)	(0,112)	0,056 <sup>p</sup>
29	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	(2,7)	1,125 <sup>a</sup>	4,710 <sup>f</sup>	18,515 <sup>l</sup>	(0,989)	(0,254)	3,370 <sup>p</sup>
30	<i>Sardinella maderensis</i> *	(2,9)	0,550 <sup>a</sup>	4,180 <sup>e</sup>	25,229 <sup>l</sup>	(0,960)	(0,166)	0,670 <sup>p</sup>
31	<i>Liza grandisquamis</i> *	(2,4)	0,469 <sup>a</sup>	0,880 <sup>e</sup>	26,596 <sup>l</sup>	(0,810)	(0,033)	0,174 <sup>p</sup>
32	<i>Tylochromis jentinki</i>	(3,0)	0,386 <sup>a</sup>	1,400 <sup>f</sup>	10,508 <sup>l</sup>	(0,882)	(0,133)	0,354 <sup>p</sup>
33	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	(2,1)	1,456 <sup>a</sup>	1,200 <sup>f</sup>	23,820 <sup>l</sup>	(0,804)	(0,050)	0,326 <sup>p</sup>
34	<i>Tilapia guineensis</i>	(2,0)	0,473 <sup>a</sup>	1,440 <sup>f</sup>	34,547 <sup>l</sup>	(0,787)	(0,042)	0,151 <sup>p</sup>
35	Crevettes	(2,6)	0,910 <sup>a</sup>	3,146 <sup>j</sup>	22,000 <sup>m</sup>	(0,769)	(0,143)	0,565 <sup>p</sup>
36	Crabes	(2,9)	(4,390)	2,228 <sup>k</sup>	6,285 <sup>n</sup>	0,900 <sup>o</sup>	(0,354)	1,956 <sup>p</sup>
37	Macrobenthos	(2,3)	(12,518)	3,685 <sup>k</sup>	10,680 <sup>n</sup>	0,950 <sup>o</sup>	(0,345)	-
38	Meiobenthos	(2,0)	(4,542)	3,965 <sup>b</sup>	28,000 <sup>m</sup>	0,950 <sup>o</sup>	(0,142)	-
39	Zooplancton	(2,0)	2,740 <sup>b</sup>	65,000 <sup>b</sup>	268,200 <sup>b</sup>	(0,546)	(0,242)	-
40	Phytoplancton	(1,0)	22,355 <sup>c</sup>	93,491 <sup>c</sup>	-	(0,332)	-	-
41	Phytobenthos	(1,0)	6,480 <sup>c</sup>	83,333 <sup>c</sup>	-	(0,087)	-	-
42	Détritus	(1,0)	19,20 <sup>d</sup>	-	-	(0,123)	-	-

(a) Estimé en fonction des captures annuelles de la pêche et du coefficient de mortalité par pêche,  $B = Y/F$ ; (b) D'après Pagano et Saint Jean (1994); (c) D'après Dufour (1994); (d) Basé sur le modèle de prévision de régression multiple en fonction de la production primaire et de la profondeur de la zone euphotique (Pauly *et al.* 1993); (e) Basé sur des données d'Albaret (1994) et des pêches expérimentales (Simier *et al.* 2003) employant FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002); (f) Basé sur des données d'Écoutin *et al.* (1994) et des pêches collectives (Ndiaye *et al.* 2003) employant FiSAT (Gayanilo *et al.* 2002); (g) D'après Diallo *et al.* (2003); (h) Basé sur des données récentes de terrain et sur les relations empiriques de Merona (1983) et Froese et Binohlan (2000); (i) Calculé selon Lévêque *et al.* (1977); (j) Basé sur des indications de Garcia (1977) et Lhomme (1994); (k) D'après Guiral et N'Da Étien (1994) puis d'après la conversion calorique proposée par Thayer *et al.* (1973) et la relation proposée par Banse et Mosher (1980); (l) Consommation de nourriture obtenue grâce au modèle prédictif de Palomares et Pauly (1998); (m) D'après Arreguín-Sánchez *et al.* (1993); (n) À partir de Zetina-Rejón *et al.* (2003); (o) Estimé à partir des connaissances générales; (p) D'après Écoutin *et al.* (1994).



**Tableau 6.8.** Paramètres entrés et paramètres estimés (entre parenthèses) par Ecopath pour les groupes considérés dans le lac Nokoué entre 2000-2001. Les groupes de poissons sont indiqués par le nom de l'espèce principale (suivi de \*) choisie comme modèle du groupe. L'absence d'astérisque indique que le groupe est formé par une espèce unique. NT est le niveau trophique, *B* est la biomasse, *P/B* est le rapport production/biomasse, *Q/B* est la consommation relative de nourriture, *EE* est le rendement écotrophique, *P/Q* est le rapport production/consommation et *Y* est la capture.

	Groupe	NT	<i>B</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> )	<i>P/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>Q/B</i> (an <sup>-1</sup> )	<i>EE</i>	<i>P/Q</i>	<i>Y</i> (pf) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )
1	<i>Polydactylus quadrifilis</i>	(3,2)	0,489 <sup>a</sup>	2,000 <sup>e</sup>	17,848 <sup>l</sup>	(0,090)	(0,112)	0,088 <sup>p</sup>
2	<i>Elops lacerta</i>	(3,4)	3,969 <sup>a</sup>	1,900 <sup>f</sup>	17,183 <sup>l</sup>	(0,395)	(0,111)	1,429 <sup>p</sup>
3	<i>Pomadasys lubelini</i>	(3,3)	0,367 <sup>a</sup>	1,670 <sup>g</sup>	14,714 <sup>l</sup>	(0,144)	(0,113)	0,088 <sup>p</sup>
4	<i>Caranx hippos</i>	(3,4)	0,030 <sup>a</sup>	2,250 <sup>f</sup>	21,487 <sup>l</sup>	(0,148)	(0,105)	0,010 <sup>p</sup>
5	<i>Citarichthys stampflii</i>	(3,5)	0,070 <sup>a</sup>	2,670 <sup>f</sup>	14,477 <sup>l</sup>	(0,468)	(0,184)	0,088 <sup>p</sup>
6	<i>Cynoglossus senegalensis</i> *	(3,2)	0,880 <sup>a</sup>	1,500 <sup>e</sup>	10,861 <sup>l</sup>	(0,067)	(0,138)	0,088 <sup>p</sup>
7	<i>Eucinostomus melanopterus</i> *	(3,2)	1,118 <sup>a</sup>	3,560 <sup>f</sup>	26,909 <sup>l</sup>	(0,513)	(0,132)	0,840 <sup>p</sup>
8	<i>Lutjanus goreensis</i> *	(3,3)	0,326 <sup>a</sup>	1,900 <sup>f</sup>	14,397 <sup>l</sup>	(0,403)	(0,132)	0,088 <sup>p</sup>
9	<i>Hemichromis fasciatus</i> *	(3,3)	0,191 <sup>a</sup>	2,560 <sup>f</sup>	18,900 <sup>l</sup>	(0,217)	(0,135)	0,088 <sup>p</sup>
10	<i>Schilbe intermedius</i> *	(3,1)	0,406 <sup>a</sup>	1,800 <sup>f</sup>	25,200 <sup>l</sup>	(0,505)	(0,071)	0,292 <sup>p</sup>
11	<i>Strongylura senegalensis</i> *	(3,2)	0,218 <sup>a</sup>	2,087 <sup>f</sup>	20,232 <sup>l</sup>	(0,223)	(0,103)	0,088 <sup>p</sup>
12	<i>Hyporhamphus picarti</i> *	(3,0)	0,157 <sup>a</sup>	3,500 <sup>f</sup>	28,377 <sup>l</sup>	(0,240)	(0,123)	0,088 <sup>p</sup>
13	<i>Hepsetus odoe</i> *	(3,4)	0,048 <sup>a</sup>	1,500 <sup>e</sup>	16,013 <sup>l</sup>	(0,457)	(0,094)	0,011 <sup>p</sup>
14	<i>Pellonula leonensis</i>	(3,0)	0,047 <sup>a</sup>	5,600 <sup>f</sup>	37,550 <sup>l</sup>	(0,963)	(0,149)	0,088 <sup>p</sup>
15	<i>Eleotris vitattus</i> *	(3,4)	0,293 <sup>a</sup>	2,390 <sup>g</sup>	15,770 <sup>l</sup>	(0,432)	(0,152)	0,088 <sup>p</sup>
16	<i>Gobionellus occidentalis</i> *	(2,4)	15,501 <sup>a</sup>	2,500 <sup>e</sup>	19,887 <sup>l</sup>	(0,541)	(0,126)	7,797 <sup>p</sup>
17	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> *	(3,1)	14,492 <sup>a</sup>	1,590 <sup>f</sup>	12,364 <sup>l</sup>	(0,200)	(0,129)	3,681 <sup>p</sup>
18	<i>Synodontis schall</i> *	(2,9)	0,105 <sup>a</sup>	1,700 <sup>f</sup>	13,257 <sup>l</sup>	(0,900)	(0,128)	0,048 <sup>p</sup>
19	<i>Monodactylus sebae</i>	(3,2)	0,259 <sup>a</sup>	2,700 <sup>f</sup>	21,087 <sup>l</sup>	(0,126)	(0,128)	0,088 <sup>p</sup>
20	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	(2,5)	42,191 <sup>a</sup>	2,250 <sup>f</sup>	14,300 <sup>l</sup>	(0,490)	(0,157)	12,362 <sup>p</sup>
21	<i>Liza falcipinnis</i> *	(2,2)	5,659 <sup>a</sup>	2,100 <sup>f</sup>	37,033 <sup>l</sup>	(0,751)	(0,057)	3,339 <sup>p</sup>
22	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	(2,1)	38,928 <sup>a</sup>	2,300 <sup>f</sup>	32,803 <sup>l</sup>	(0,600)	(0,070)	30,364 <sup>p</sup>
23	<i>Tilapia guineensis</i>	(2,1)	6,673 <sup>a</sup>	2,300 <sup>f</sup>	43,800 <sup>l</sup>	(0,655)	(0,053)	3,003 <sup>p</sup>
24	Crevettes	(2,4)	18,267 <sup>a</sup>	3,100 <sup>h</sup>	22,000 <sup>m</sup>	(0,912)	(0,141)	10,595 <sup>p</sup>
25	Crabes	(2,8)	(20,439)	2,982 <sup>i</sup>	8,500 <sup>m</sup>	0,950 <sup>o</sup>	(0,351)	27,260 <sup>p</sup>
26	Macrobenthos	(2,3)	(47,227)	3,277 <sup>j</sup>	10,680 <sup>n</sup>	0,900 <sup>o</sup>	(0,307)	-
27	Meiobenthos	(2,1)	87,760 <sup>b</sup>	16,475 <sup>b</sup>	45,000 <sup>m</sup>	(0,329)	(0,366)	-
28	Zooplancton	(2,1)	147,230 <sup>b</sup>	39,094 <sup>b</sup>	120,000 <sup>b</sup>	(0,291)	(0,326)	-
29	Phytoplancton	(1,0)	29,200 <sup>c</sup>	270,000 <sup>k</sup>	-	(0,302)	-	-
30	Phytobenthos	(1,0)	14,600 <sup>c</sup>	270,000 <sup>k</sup>	-	(0,440)	-	-
31	Détritus	(1,0)	33,20 <sup>d</sup>	-	-	(0,940)	-	-

(a) Estimé à partir des captures annuelles de la pêche et du coefficient de mortalité par pêche,  $B = Y/F$ ; (b) Selon des données récentes de terrain et complétées par le travail de Gnohossou (2002); (c) D'après Adounvo *et al.* (2003); (d) Basé sur le modèle de prévision en fonction de la production primaire et de la profondeur de la zone euphotique (Pauly *et al.* 1993); (e) Basé sur des données récentes de terrain et sur les relations prédictives de Merona (1983) et Froese et Binohlan (2000); (f) Obtenu à l'aide de FISAT (Gayanilo *et al.* 2002) sur des données de Niyonkuru (2001), Lalèyè *et al.* (2003a) et Niyonkuru *et al.* (2003); (g) Calculé selon Lévêque *et al.* (1977); (h) D'après Lhomme (1994); (i) D'après Zabi et Le Lœuff (1994) en employant les coefficients de conversion calorimétrique de Thayer *et al.* (1973) et la relation proposée par Banse et Mosher (1980); (j) D'après Maslin et Bouvet (1988); (k) Selon Adounvo *et al.* (2003) et un calcul à l'aide du « Photosynthesis simulator version 2,1 » (Capblanc et Dauta 1999); (l) Consommation de nourriture obtenue grâce au modèle prédictif de Palomares et Pauly (1998); (m) D'après Arreguín-Sanchez *et al.* (1993); (n) D'après Zetina-Rejón *et al.* (2003); (o) Estimé par nos soins; (p) D'après le Département des Pêches à Cotonou (Bénin).

### 6.3.2. Les prédateurs du sommet de la chaîne trophique

Au Sine-Saloum, (Tableau 6.5), le niveau trophique calculé le plus élevé (3,9) est celui de *Scomberomerus tritor* (groupe 2) suivi de *Sphyraena guachancho* (groupe 1). Les autres prédateurs au sommet de la chaîne trophique (NT de 3,5 à 3,7) sont *Polydactylus quadrifilis* (groupe 2), *Pseudotolithus elongatus* et les autres *Pseudotolithus* (groupes 5 et 6, respectivement), *Elops lacerta* (groupe 7) *Citarichthys stampflii* (groupe 13) et *Caranx hippos* (groupe 11) (Figure 6.1 a).

Il en est de même en Gambie (Tableau 6.6) et en lagune Ébrié (Tableau 6.7), où les Sphyrénidés (groupe 1) sont également considérés comme prédateurs du sommet (NT 3,8). Les autres prédateurs sont *Pseudotolithus* spp (groupes 4 et 5), *Caranx hippos* (groupe 10) et *Citarichthys stampflii* (groupe 12) avec des niveaux trophiques de 3,5 à 3,7. De façon spécifique à la lagune Ébrié, il faut citer *Galeoides decadactylus* (groupe 3), *Pomadasy jubelini* (groupe 8) *Cynoglossus* spp (groupe 13) et *Dasyatis* spp (groupe 16) au niveau trophique 3.4.

Au lac Nokoué (Tableau 6.8) le niveau trophique le plus élevé (3,5) est celui de *Citarichthys stampflii* (groupe 5). Ensuite viennent au niveau trophique 3,4, *Elops lacerta* (groupe 2) *Caranx hippos* (groupe 4), ainsi que le piscivore continental, *Hepsetus odoe*, (groupe 13) (Figure 6.1d). Le niveau trophique maximum observé au lac Nokoué est donc plus bas que dans les autres écosystèmes.

Nous notons des similarités quant aux prédateurs du sommet dans ces 4 écosystèmes : *Sphyraena* spp, *Pseudotolithus* spp, *Caranx hippos*, *Citarichthys stampflii* et *Elops lacerta* (Tableaux 6.5 à 6.8).

### 6.3.3. L'utilisation des bas niveaux trophiques

Au Sine-Saloum, de faibles rendements écotrophiques ont été observés pour les consommateurs primaires (macrobenthos, meiobenthos et zooplancton), les producteurs primaires (phytoplancton) et les détritus. Ces groupes ne sont pas pleinement utilisés. En Gambie, en revanche, des rendements écotrophiques élevés ont été estimés pour les groupes appartenant au premier niveau trophique (détritus, phytoplancton) comme pour les consommateurs primaires (Tableau 6.6). Ces diverses sources de nourriture sont peu utilisées en lagune Ébrié, y compris le zooplancton, pourtant constitué surtout de copépodes, qui représentent une importante source potentielle d'énergie en raison de leur forte teneur en lipides (Saint-Jean et Pagano, 1994 ; Domain 1999 ; Villanueva *et al.* 2003).

Le modèle du lac Nokoué diffère des précédents par le fait qu'il est basé sur le détritus dont le rendement écotrophique est très élevé *EE* (0,940) (Tableau 6.8). Au lac Nokoué, de nombreuses espèces habituellement zoophages se sont révélées détritivores : *C. nigrodigitatus*, *C. auratus*, *Trachinotus ovatus*, *E. fimbriata* and *L. falcipinnis* associées à des vrais détritivores, *S. melanotheron* et *T. guineensis* (Adité et Winemiller 1997). En revanche, les producteurs primaires et certains consommateurs primaires comme le zooplancton et le meiobenthos présentent des valeurs de *EE* faibles indiquant que ces groupes sont sous-utilisés (Villanueva *et al.* 2003). La faible utilisation du zooplancton peut être expliquée par l'abondance des rotifères observée par Gnohossou (2002). Ces derniers ne seraient que peu consommés.

D'une façon générale, les valeurs faibles de  $EE$  traduisent le fait que les groupes en question reçoivent une grande quantité d'énergie qui n'est pas transférée vers les niveaux trophiques supérieurs. Ainsi  $EE$  n'est que de 0,289 pour le phytoplancton du Sine-Saloum avec un  $P/B$  élevé ( $P/B = 138,1$ ) (Tableau 6.5). Nous constatons la même chose ( $EE = 0,087$ ) pour le phytobenthos de la lagune Ébrié dont le  $P/B$  est de 83,3 (Tableau 6.2). Dans le cas du lac Nokoué, la faible utilisation du phytoplancton ( $EE = 0,302$ ) et du phytobenthos ( $EE = 0,440$ ) comparée à celle des détritiques (0,940) est due à l'abondance des détritivores, principalement *Sarotherodon melanotheron* (Tableau 6.8) (Villanueva *et al.* 2003).

#### 6.3.4. L'utilisation de la nourriture

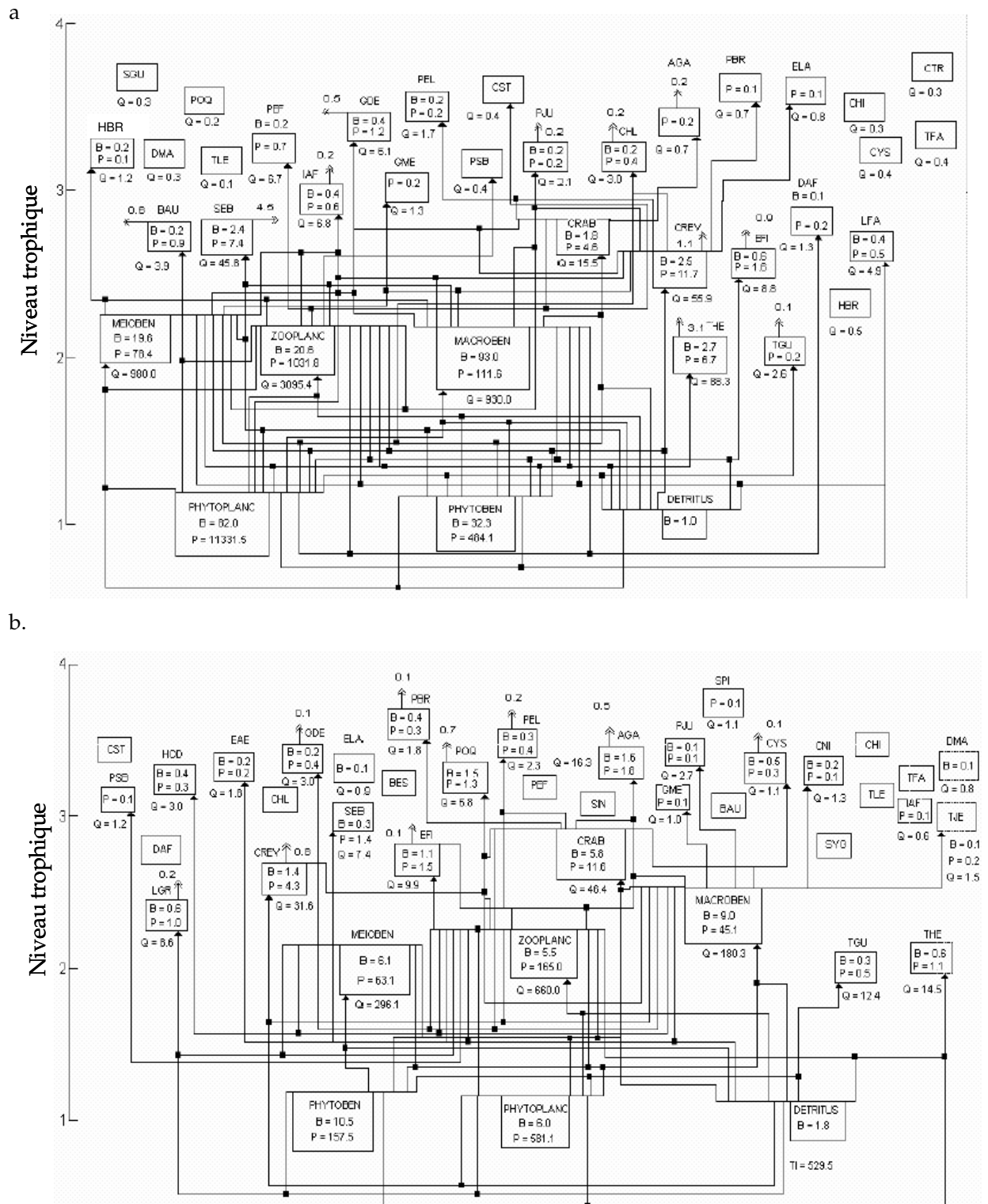
Chez les groupes communs à plusieurs écosystèmes, les consommations relatives de nourritures ( $Q/B$ ) sont très variables (Tableaux 6.5 à 6.8). Cela est en relation essentiellement avec la démographie et la taille maximale des individus présents. Ainsi note-t-on des valeurs de  $Q/B$  plus élevées au Lac Nokoué qu'ailleurs. Ces variations de  $Q/B$  et des biomasses des groupes concernées font que ces quatre écosystèmes ont des fonctionnements trophiques différents.

De très grandes variations du rapport  $P/Q$  sont observées parmi les poissons dans les quatre modèles. Chez la plupart des groupes les valeurs comprises entre 0,10 et 0,19 sont celles de zooplanctonophages ou zoophages ce qui permet de penser que l'on a affaire à une forte proportion de petites espèces ou de juvéniles employant ces milieux comme des nurseries. Des valeurs plus élevées de  $P/Q$  chez certains groupes sont en relation avec leur régime piscivore. Dans le cas des crabes, des mollusques, du zoobenthos et du zooplancton, quelques valeurs supérieures à 0,3 correspondent aux indications de Christensen *et al.* (2000) particulièrement pour le zooplancton du Lac Nokoué qui comporte une forte proportion de rotifères (Ghonossou 2002). Une valeur exceptionnellement élevée de  $P/Q$  est notée chez *Arius* spp du Sine-Saloum sans raison apparente.

#### 6.3.5. La structure trophique des 4 écosystèmes

Il faut d'abord noter que dans tous les écosystèmes considérés plus des 2/3 des groupes de poissons sont à des niveaux trophiques égaux ou supérieurs à 3 (en fait 80 % des groupes identifiés en Gambie).

Ecopath dispose d'une routine qui décompose l'écosystème en niveaux trophiques exprimés par des nombres entiers. Outre les niveaux usuels (I à IV), Ecopath met en évidence des niveaux trophiques supérieurs, V et au-delà, correspondant à la contribution, dans l'alimentation des prédateurs, de flux trophiques dérivés de longues chaînes (Ulanowicz 1995). En effet, certains de ces chaînes font des « détours », c'est-à-dire que elles sont plus de pas ou « steps » (niveaux trophiques) que les prédateurs auxquels elles conduisent. Le nombre de niveaux trophiques du système peut donc être plus élevé que le niveau trophique de prédateur du sommet (D. Pauly, UBC, comm. pers.) de cet écosystème. Ainsi, 7 niveaux trophiques sont identifiés sauf au lac Nokoué qui n'en présente que 6. La chaîne alimentaire du lac Nokoué est donc plus courte que celle des autres milieux.



**Figure 6.1.** Représentations schématiques de la structure trophique de quatre MEL Ouest africains (A) Sine-Saloum 1992-1993, (B) Gambie 2001-2002, (C) Ébrié 1980-1981 et (D) Nokoué 2000-2001. (B) est la Biomasse, (P) la production, et Q la consommation de nourriture. Tous les flux sont exprimés en  $t.km^2.an^{-1}$ .



**Tableau 6.9.** Distribution entre les différents niveaux trophiques de la capture et la biomasse des poissons (a) au Sine-Saloum, (b) en Gambie (c) en lagune Ébrié et (d) au Lac Nokoué.

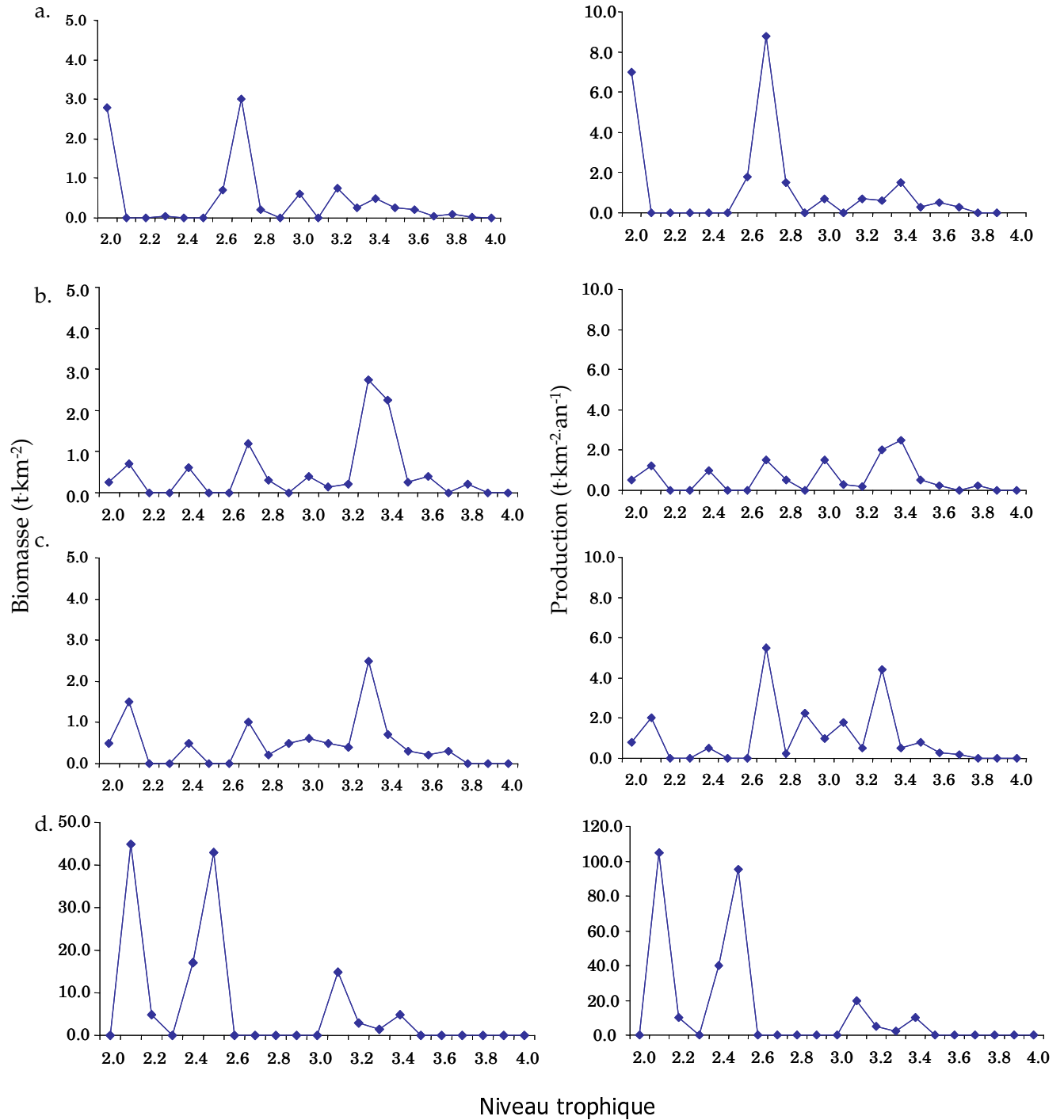
Système	Niveau Trophique (nombre entier)	Capture (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	Contribution (%) aux captures	Biomasse (t·km <sup>-2</sup> )	Contribution (%) à la biomasse
Sine-Saloum	VI	0,002	0,02	0,003	-
	V	0,043	0,39	0,006	0,65
	IV	0,634	5,82	0,808	8,90
	III	5,039	44,24	4,084	44,96
	II	5,179	47,52	4,128	45,45
Gambie	VI	0,006	0,22	0,015	0,16
	V	0,111	4,40	0,294	3,24
	IV	0,620	24,50	1,770	19,32
	III	1,584	62,59	5,186	57,20
	II	0,210	8,28	1.805	19,90
Ébrié	VI	0,000	-	0,002	-
	V	0,051	0,60	0,112	1,20
	IV	0,871	10,10	1,260	12,30
	III	5,668	66,00	5,400	57,00
	II	2,000	23,30	2,700	28,50
Nokoué	V	0,106	-	0,296	0,2
	IV	1,746	2,7	5,23	3,8
	III	16,2	25,3	45,0	34,0
	II	46,2	72,0	82,0	62,0

La distribution des captures et de la biomasse par niveau trophique est résumée sur le tableau 6.9.

En Gambie, tout comme en lagune Ébrié, 75 % environ de la biomasse de poissons est au niveau trophique III ou plus. Au Sine-Saloum, les proportions s'équilibrent entre le niveau II (45,5 %) et les niveaux supérieurs (54,5 %) mais au lac Nokoué, 62 % de la biomasse de poissons appartient au niveau trophique II. Ces constatations s'appliquent aussi aux captures avec toutefois une contribution particulièrement faible du niveau trophique II en Gambie où, en revanche, apparaît le niveau VI.

Nous avons pratiqué une analyse plus détaillée que celle proposée par Ecopath de la structure trophique de la biomasse et de la production écologique, des poissons résumée sur la figure 6.2 dans laquelle nous considérons les niveaux trophiques de chaque groupe tel que calculé à l'origine et présenté sur les tableaux 6.5 à 6.8

Au Sine-Saloum une grande partie de la biomasse comme de la production se situe aux niveaux trophiques 2,6 à 2,8 et au niveau 2. Les groupes concernés sont *Sardinella maderensis*, *Ethmalosa fimbriata*, *Brachydeuterus auratus* et les Mugilidés. Le niveau trophique 2 contribue également par l'intermédiaire des Tilapias (Figure 6.2).



**Figure 6.2.** Les structures trophiques détaillées de la biomasse (t.km<sup>-2</sup>. à gauche) et de la production écologique (t.km<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup> à droite), des poissons, telles que résumées à l'aide d'Ecopath : (a) Sine-Saloum, (b) Gambie, (c) Ébrié et (d) Nokoué.

Une distribution plus diversifiée de la biomasse et de la production est observée dans l'estuaire de la Gambie et en lagune Ébrié avec une mention spéciale pour la Gambie où l'on note une concentration de la biomasse aux niveaux 3,3 et 3,4. La production écologique se distribue également à différents niveaux trophiques avec un maximum à ces mêmes niveaux 3,3 et 3,4 (Figure 6.2). Les groupes concernés sont *Polydactylus quadrifilis*, *Pseudolithus elongatus*, *Elops lacerta*, *Arius latiscutatus*, *Pomadasys jubelini*, *Tachinotus teraia*, *Cynoglossus senegalensis*, *Dasyatis margarita*, *Epinephelus eaneaus*, *Hepsetus odoe* et *Chrysichthys maurus*. Contrairement au Sine-Saloum, c'est l'accumulation de nombreux groupes qui contribue à ce maximum de production à ce niveau trophique relativement élevé.

La structure de la biomasse et de la production en lagune Ébrié apparaît comparativement plus complexe avec des maxima locaux à 2,7 dû uniquement à *Ethmalosa fimbriata* et 3,3 auquel contribuent de nombreuses espèces partiellement ichtyophages : *Elops lacerta*, *Trachinotus teraia*, *Hemichromis fasciatus*, *Hydrocynus forskalii*, *Eleotris senegalensis* et *Chrysichthys nigrodigitatus* (Villanueva *et al.* 2003). Nous remarquons également la faible contribution des niveaux trophiques les plus bas (inférieurs à 2,2) comme en Gambie.

Enfin au lac Nokoué, les niveaux trophiques inférieurs à 2,5 assument la quasi-totalité de la production. Aux niveaux 2,0 et 2,1, il s'agit uniquement des Tilapias et au niveau 2,5 des Ethmaloses. Il faut d'ailleurs remarquer que ces dernières sont à un niveau trophique plus bas (2,5) au lac Nokoué qu'en lagune Ébrié et en Gambie (2,7). Un prédateur important apparaît au niveau 3 : *Chrysichthys nigrodigitatus*. Telle que présentée ici la communauté piscicole du lac Nokoué fonctionne du point de vue trophique d'une façon simple reposant sur pratiquement 3 entités : *Chrysichthys* spp, *Ethmalosa fimbriata* et les Tilapias (*Sarotherodon melanotheron* et *Tilapia guineensis*).

### 6.3.6. Le fonctionnement trophique global

Les échanges entre les niveaux trophiques exprimés par de nombres entiers tels que calculés par Ecopath et notamment l'importance relative des flux en provenance de et vers les détritiques sont résumés sur le tableau 6.10 et sur la figure 6.3.

Au Sine-Saloum, la consommation totale de nourriture s'élève à 5 273,32 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> contre 1272,93 en Gambie et 1 207,68 en lagune Ébrié (Tableau 6.11).

Au Sine-Saloum et en lagune Ébrié, la contribution de la production primaire aux flux du niveau trophique I au NT II est beaucoup plus élevée que celle provenant du détritiques 76 % (3 697,0 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) au lieu de 24 % (1 190,3 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) au Sine-Saloum, 72 % (740,4 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) au lieu de 28 % seulement (294,6 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) en lagune Ébrié (Figure 6.3a). La plupart de la production phytoplanctonique est incorporée au réseau trophique par le zooplancton et le zoobenthos (Villanueva *et al.* 2003).

En Gambie, la différence est moins nette car les détritiques sont très utilisés (EE = 0,842). En effet, la contribution de la production primaire au flux du niveau I au niveau II n'est que de 58% (629,6 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) au lieu de 42 % (451,3 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) pour les détritiques.



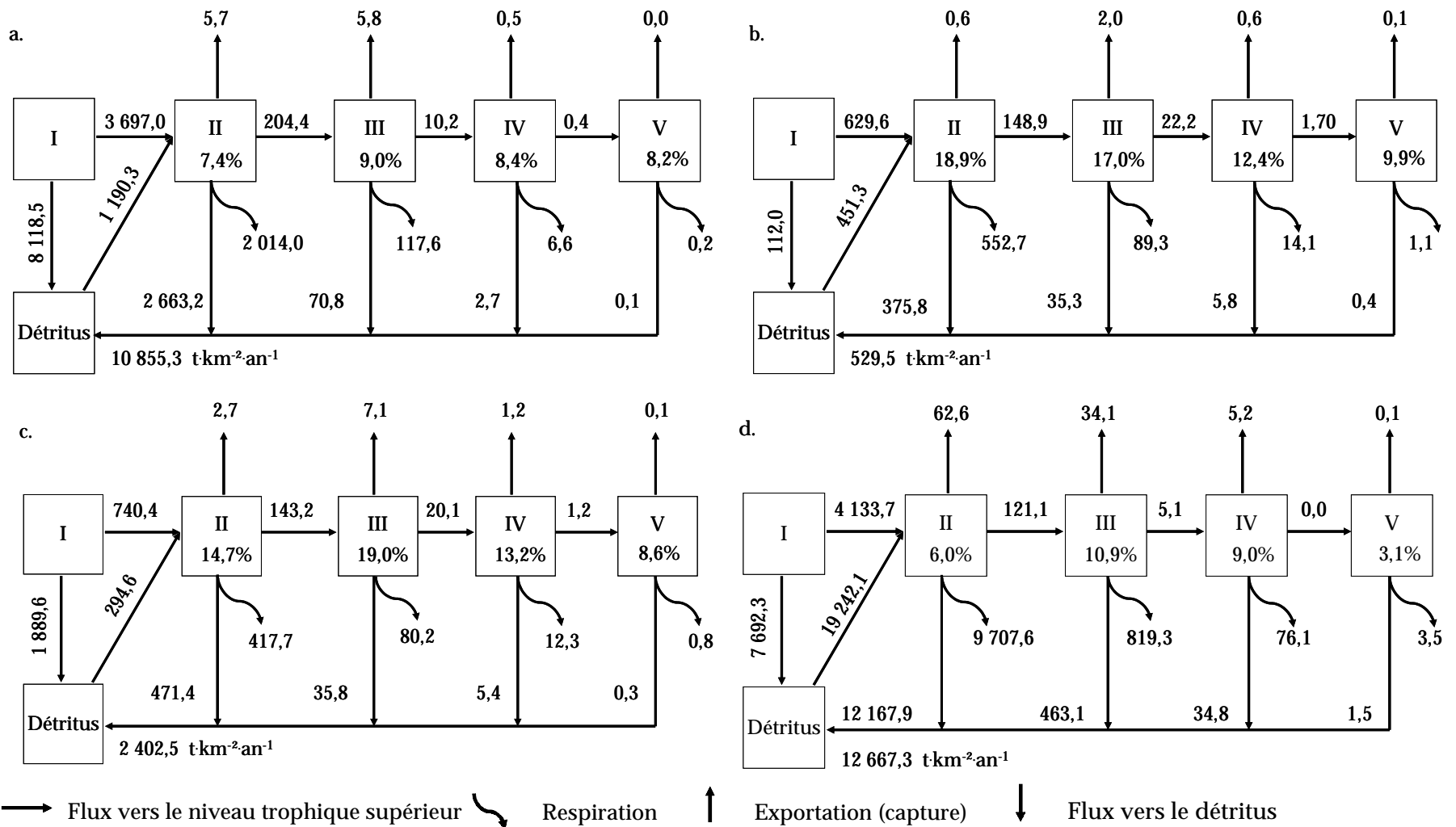
**Tableau 6.10.** Variations des rendements des transferts (%) selon le niveau trophique à un autre.

Système	Niveau trophique							Rendement moyen
	Source	II	III	IV	V	VI	VII	
Sine-Saloum <sup>a</sup>								
Producteurs	8,5	8,8	8,4	8,3	8,3	9,1	-	8,6
Détritus	3,8	10,3	8,1	8,1	8,9	-	-	6,8
Tous les flux	7,4	9,0	8,4	8,2	8,3	9,0	7,9	8,2
Gambie <sup>b</sup>								
Producteurs	18,8	15,6	12,6	11,8	12,4	12,5	-	15,5
Détritus	19,1	18,8	12,1	7,9	11,1	12,4	-	16,3
Tous les flux	18,9	17,0	12,4	9,9	12,0	12,5	-	15,8
Ébrié <sup>c</sup>								
Producteurs	14,7	19,7	14,0	8,7	7,7	7,3	-	15,9
Détritus	14,9	17,2	10,9	8,3	7,6	-	-	14,1
Tous les flux	14,7	19,0	13,2	8,6	7,7	7,0	-	15,5
Nokoué <sup>d</sup>								
Producteurs	5,9	10,5	9,0	3,1	3,0	-	-	8,2
Détritus	6,1	10,5	9,1	3,1	3,4	-	-	8,3
Tous les flux	6,0	10,6	9,0	3,1	3,4	2,9	-	8,3
<sup>a</sup> Proportion du flux total en provenance des détritrus :						0,43		
<sup>b</sup> Proportion du flux total en provenance des détritrus :						0,42		
<sup>c</sup> Proportion du flux total en provenance des détritrus :						0,44		
<sup>d</sup> Proportion du flux total en provenance des détritrus :						0,72		

Au lac Nokoué, au contraire la consommation totale de nourriture est de 23 297,9 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> (Tableau 6.10) mais la production primaire ne contribue que pour 22 % (4 113,4 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) seulement des flux entre les niveaux trophiques I et II. Le reste est assuré par les détritrus, 82 % (19 184,5 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) (Villanueva *et al.* 2003). Comme déjà mentionné, ceci est, en partie, en relation avec l'abondance de *Sarotherodon melanotheron*, espèce d'une très grande plasticité, capable de grossir même en conditions difficiles déficientes en oxygène, à partir d'une nourriture faite des détritrus, d'algues, de périphtyon et autres matière organique (Adité et Winemiller, 1987 ; Pauly *et al.* 1988 ; Lévêque 1997). Les autres poissons du niveau trophique II utilisent également cette ressource tout comme les crabes et les crevettes (Figure 6.10d).

Le flux le plus abondant vers les détritrus provient des autotrophes (NT I) au Sine-Saloum (8 118,0 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) et en lagune Ébrié (1889,6 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>). En revanche, il provient des consommateurs primaires (NT II) en Gambie : 375, 8 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> et au Lac Nokoué : 12 227,40 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> (Figure 6.3 b et d).

Au lac Nokoué les flux en provenance des détritrus constituent 72 % de l'ensemble au lieu de 43 % en moyenne pour les autres milieux (Villanueva *et al.* 2003). Cet élément est important car le rendement des transferts à chaque niveau, notamment les 2, 3 et 4 varie selon les milieux et, pour un même milieu, selon que ces flux viennent des détritrus ou de la production primaire.



**Figure 6.3** Principaux échanges entre les différents niveaux trophiques tels que résumés à l'aide d'Ecopath : (a) Sine-Saloum, (b) Gambie, (c) Ébrié et (d) Nokoué. Tous les flux sont exprimés en t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>. Intérieur des boîtes : rendements moyens des transferts au niveau trophique considéré, en pourcentage.

Ceci est particulièrement net au Sine-Saloum et dans une moindre mesure en Gambie et en lagune Ébrié. Au lac Nokoué, le rendement des transferts est le même pour les flux en provenance des détritits et pour ceux en provenance de la production primaire.

Dans les 4 écosystèmes le rendement des transferts est maximum au NT 3 sauf en Gambie où ils sont maxima au niveau trophique 2. Il est également élevé aux niveaux 2 et 4 mais plus faibles au-delà, sauf au Sine-Saloum et en Gambie, ce qui pourrait signifier que dans ces deux milieux le sommet de la chaîne trophique fonctionne mieux que la base. Les rendements les plus élevés des transferts sont observés dans l'absolu en Gambie et en lagune Ébrié.

### 6.3.7. L'impact des variations d'abondance des différents groupes

À l'aide de sous programme d'étude des impacts trophiques combinés, il est possible de vérifier l'influence sur l'abondance des autres groupes d'une petite augmentation de l'abondance de tout groupe dans un écosystème (Christensen *et al.* 2000). Ceci a été fait pour les 4 écosystèmes considérés ici et les résultats sont indiqués sur les figures 6.4 à 6.7. Nous présentons les conclusions essentielles par principaux groupes de niveau trophique décroissant.

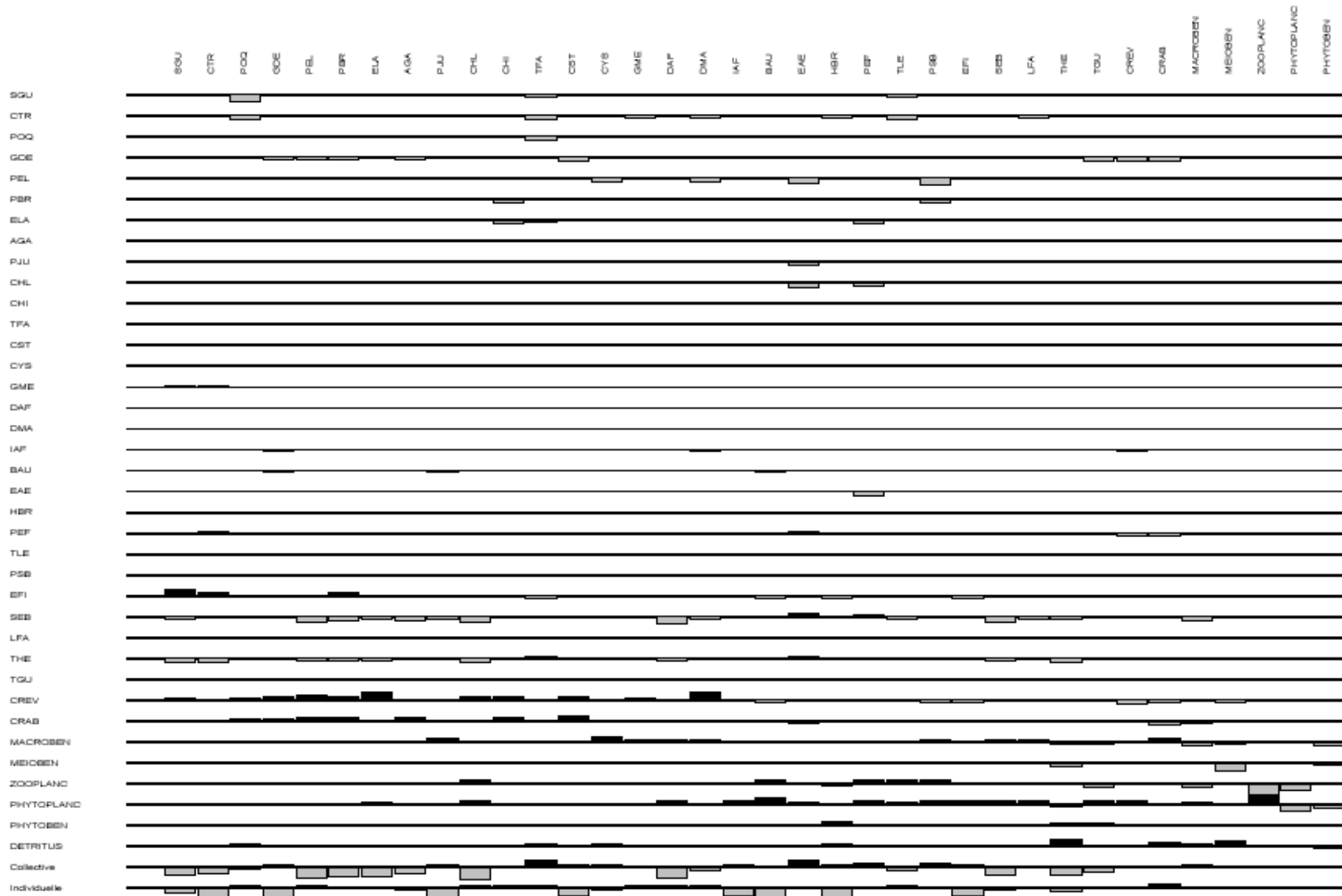
D'une façon générale, l'augmentation de l'abondance des groupes de poissons est sans influence notable sur le reste de l'écosystème sauf dans certains cas celle de leur proie directe. Ceci est particulièrement vrai par exemple de *Sphyraena afra* en Gambie ou de *Elops lacerta* au lac Nokoué.

Il est intéressant de noter qu'au Sine-Saloum, une augmentation de *Sardinella maderensis* et de *Sarotherodon melanotheron* aurait un effet négatif sur l'écosystème. La concentration de ces espèces dans la partie amont du Saloum observée au chapitre 5 les rend inaccessibles à la plupart des prédateurs.

Au Sine-Saloum (Figure 6.4) et en lagune Ébrié (Figure 6.6), une augmentation de la biomasse du méioibenthos est sans influence (positive ou négative) sur les autres groupes. En Gambie (Figure 6.5), une augmentation de l'abondance des invertébrés amènerait une augmentation nette de l'abondance des groupes de niveau trophique supérieur à 3.

Au lac Nokoué, les invertébrés (crevettes crabes, mollusques et autres petits crustacés (groupes 26 et 27) ont un impact positif sur les niveaux trophiques les plus élevés (Figure 6.7).

Au Sine-Saloum, en Gambie et en lagune Ébrié, le phytoplancton, a une influence sur la biomasse des autres groupes (Figure 6.4 à 6.6). En lagune Ébrié, par exemple (Figure 6.6) le zooplancton augmente, tout comme les détritivores et benthivores. À l'opposé, au lac Nokoué, le groupe dont les variations conditionnent le plus l'abondance des autres groupes est les détritits (Figure 6.7). Ceci confirme que le réseau trophique est basé sur ce groupe.



**Figure 6.4.** Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche dans l'estuaire du Sine-Saloum. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution (en pourcentage) du groupe considéré.

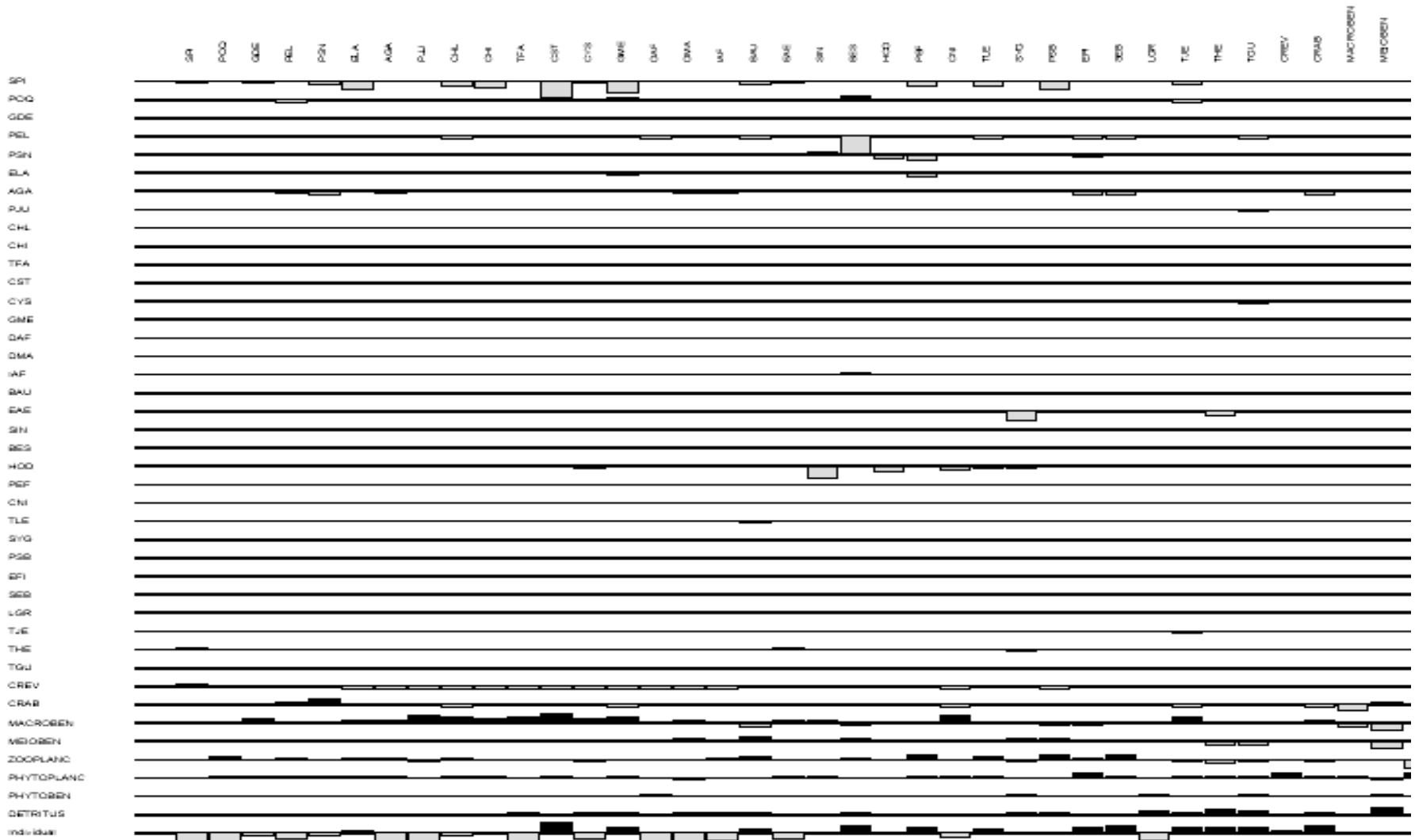


Figure 6.5. Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche en Gambie. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution (en pourcentage) du groupe considéré.

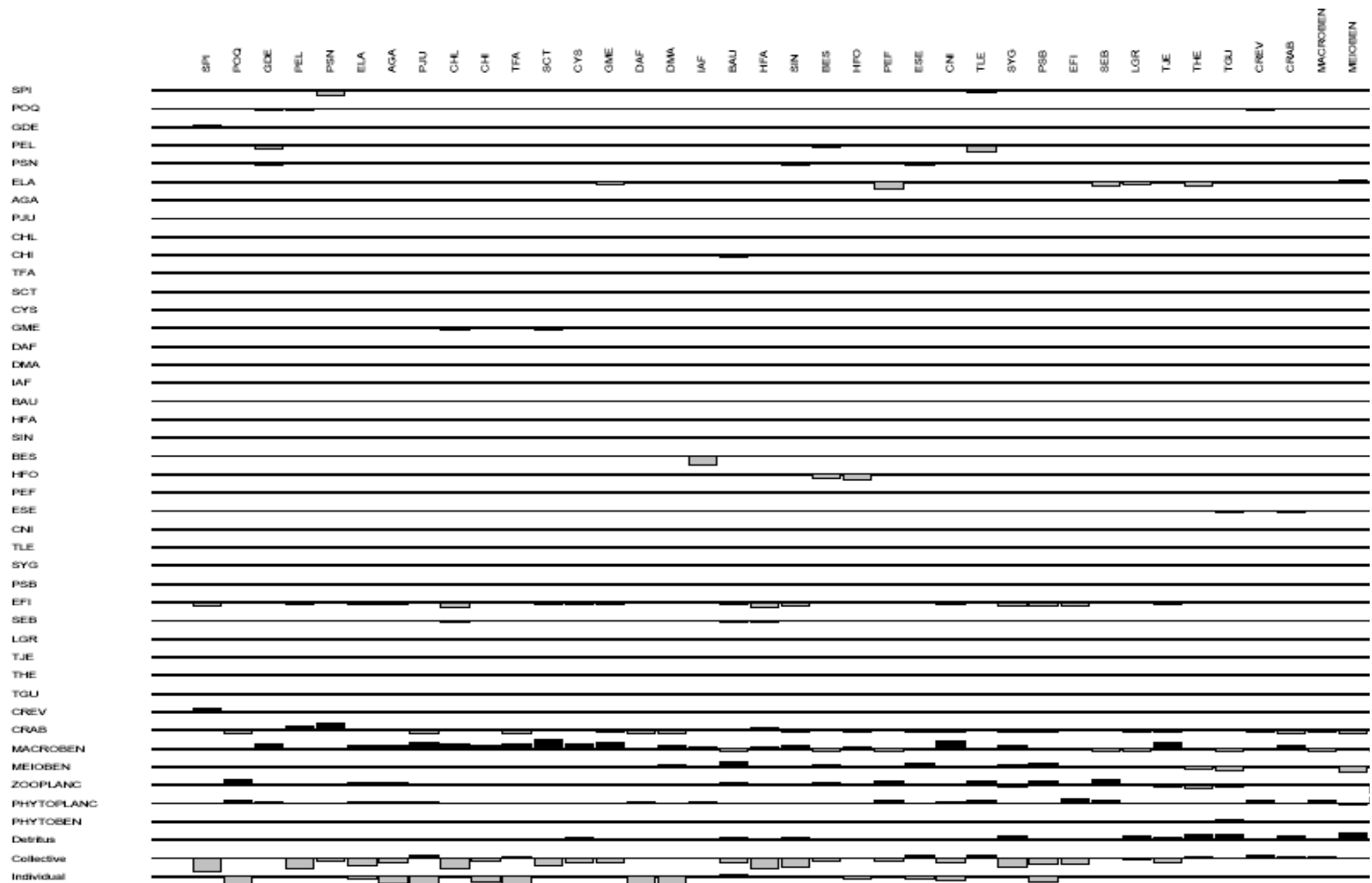


Figure 6.6. Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche en lagune Ébrié. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution.

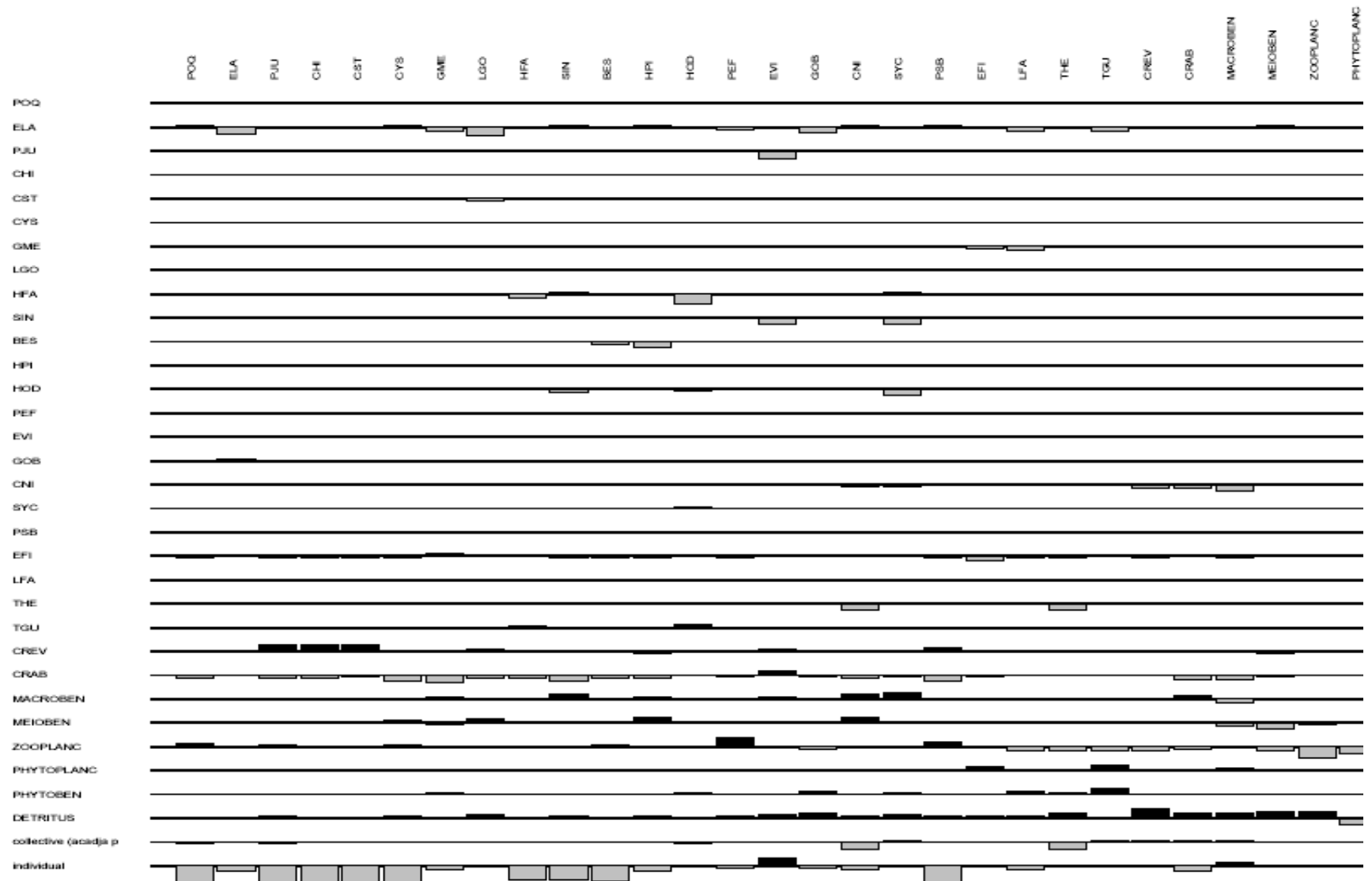


Figure 6.7. Influence sur l'abondance des groupes d'une augmentation de l'abondance des groupes listés à gauche au lac Nokoué. Les barres en noir indiquent une augmentation, celles en gris une diminution (en pourcentage) du groupe considéré.

Par ailleurs, dans tous les écosystèmes, une augmentation de l'effort de pêche aurait un effet négatif sur la plupart des groupes surtout ceux de haut niveau trophique (plus de 3) sans toutefois que l'on puisse mettre en évidence une relation simple entre l'importance de l'impact de l'augmentation de l'effort de pêche et le niveau trophique du groupe cible considéré. De façon spécifique au lac Nokoué, seule, l'augmentation de la pêche individuelle amènerait une diminution des stocks de poissons du niveau trophique élevé. Nous présentons sur la figure 6.8 une synthèse comparative de la sensibilité des 4 écosystèmes à une augmentation simultanée de tous les groupes. Il s'agit de la somme des impacts (en valeur absolue) pour chaque groupe tels qu'ils apparaissent sur les figures 6.4 à 6.7.

Il semble alors que les communautés piscicoles du Sine-Saloum, de la Gambie et de Nokoué sont potentiellement les plus stables, même si en Gambie les groupes de haut niveau trophique sont vulnérables aux changements, tout comme ceux de la lagune Ébrié. Les pêches collectives et individuelles augmenteraient de la même façon en Gambie et au lac Nokoué mais on assisterait à des effets inverses en lagune Ébrié. Enfin au Sine-Saloum, seules les pêches « individuelles » seraient susceptibles de se développer.

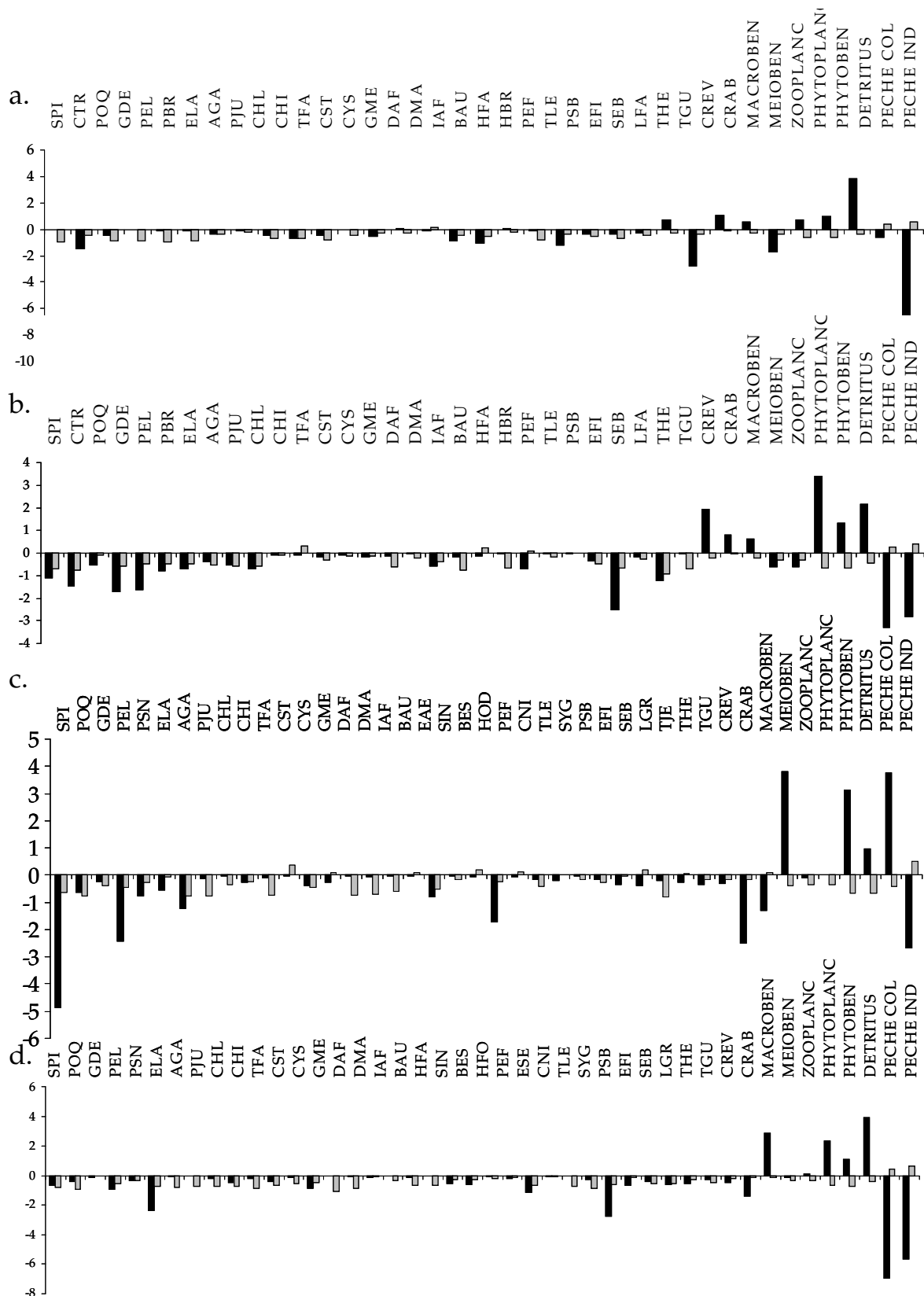
Cet exercice permet déjà de réaliser la fragilité différentielle de ces écosystèmes sachant que la méthode a une limite liée au fait que la matrice des régimes alimentaires n'est pas modifiée selon l'abondance relative nouvelle des proies et des prédateurs lors des nouveaux états décrits. En effet, Ecopath ne décrit pas les effets de second ordre, ce que fait Ecosim (voir Walter *et al.* 1997 et Pauly *et al.* 2000).

#### 6.4. Comparaison globale des 4 écosystèmes

Les deux questions qui se posent concernant la place que prend dans le fonctionnement de chaque écosystème le prélèvement opéré par l'homme et la façon dont le fonctionnement trophique de ces écosystèmes témoignent de leur adaptation aux pressions de l'environnement lui-même.

Le niveau trophique moyen des captures est de 2,59 au Sine-Saloum, 3.10 en Gambie, 2.88 en lagune Ébrié et 2.46 au lac Nokoué (Tableau 6.11). Ceci est principalement dû aux différences dans l'importance relative des espèces cibles qui occupent des niveaux trophiques différents dans ces quatre milieux (Tableaux 6.5 à 6.8 et 6.9). Ceci a aussi une influence sur le rendement écologique (capture/production primaire) très faible au Sine-Saloum (0,001), intermédiaire en Gambie et en lagune Ébrié (0.004) et plus haut au lac Nokoué (0.009) (Tableau 6.11). À ce niveau, il est déjà perceptible que c'est dans un milieu peu exploité (la Gambie) que le niveau trophique des captures est le plus élevé. Un niveau trophique un peu inférieur est noté en lagune Ébrié. Dans les deux autres milieux (Sine-Saloum et Nokoué) connus comme plus exploités, le niveau trophique des captures est plus bas. Un niveau trophique faible est souvent associé à une forte exploitation comme cela a été mentionné pour les milieux saumâtres tropicaux par Welcomme (1999) s'appuyant sur l'exemple du lac Nokoué et aussi par Pauly *et al.* (1998) pour les milieux marins.





**Figure 6.8.** Impacts trophiques combinés et résumés pour tous les groupes dans les 4 MEL considérés ici (a) Sine-Saloum, (b) Gambie, (c) Ébrié (d) Nokoué. En noir : somme des effets des autres groupes sur ce groupe cible de l'étude. En gris : somme des valeurs absolues des impacts de ce groupe sur les autres groupes.

Pour évaluer le coût occasionné pour l'écosystème par le prélèvement par l'homme, nous avons également calculé pour chaque écosystème la production primaire requise (PPR, Christensen et Pauly 1992 ; Pauly et Christensen 1995) pour supporter la production exploitée et une grandeur dérivée, l'empreinte écologique (« ecological footprint », EF) qui s'exprime en km<sup>2</sup> (Wackernagel et Rees 1996). Il s'agit de la surface du milieu nécessaire pour produire 1 tan<sup>-1</sup> de captures dans les conditions actuelles de fonctionnement de l'écosystème (Folke et Kaustky 1996). La production primaire requise pour la production exploitée est de 1086 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> soit 9,2 % de la production primaire (EF = 0,018 km<sup>2</sup>) dans le Sine-Saloum, 173,50 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> soit 23,5 % de la production primaire (EF = 0,047 km<sup>2</sup>) en Gambie, 383,56 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> soit 14,6 % (EF = 0,033 km<sup>2</sup>) en lagune Ébrié et enfin 946,75 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup> soit 8,01 % (EF=0,0004 km<sup>2</sup>) de la production primaire au lac Nokoué (Tableau 6.11). Dans ce dernier milieu, la contribution massive des détritiques permet une réduction très forte de la production primaire requise et de l'empreinte écologique. Si nous nous basons sur la production primaire nette calculée, nous constatons que, proportionnellement, le coût de l'exploitation par l'homme est maximum en Gambie et minimum au Lac Nokoué, et non pas en Gambie, comme on aurait pu s'y attendre sachant que ce milieu est peu exploité. Il faut en déduire que, selon les milieux, la pêche exerce une pression environnementale de nature trophique différente sans parler des aspects « biodiversité » évoqués par ailleurs.

S'agissant de l'adaptation possible aux pressions de l'environnement, une première approche est d'observer le degré de spécialisation alimentaire tel que mesuré au niveau de l'écosystème par l'indice d'omnivorie (« omnivory index ») défini et calculé par Christensen et al (2000). Il est de 0,137 au Sine-Saloum, 0,152 en Gambie 0,145 en lagune Ébrié et 0,156 au lac Nokoué. Ces valeurs traduisent une relative spécialisation de chaque groupe dans chacun des écosystèmes. Cette spécialisation est moindre dans les milieux basés sur le détritiques où cet indice est plus élevé (Pimm 1982 ; 1991 ; Cohen *et al.* 1990) : le lac Nokoué et la Gambie. Nous observons dans le tableau 6.11 que la valeur est un peu plus faible pour le Sine-Saloum que pour les autres milieux. Les espèces y sont plus spécialisées quant à leur type de nourriture préférée (Brando *et al.* 2004). Il est remarquable que, dans ces quatre écosystèmes, une petite fraction seulement des groupes présentent des index individuels d'omnivorie supérieurs à 0,25, valeur pourtant admise comme faible par Christensen *et al.* (2000) (5 groupes seulement sur 34 au Sine-Saloum, 9 sur 38 en Gambie, 7 sur 39 en lagune Ébrié, et 5 sur 28 au lac Nokoué). Nous y trouvons régulièrement *Trachinotus teraia* (TFA), *Drepane africana* (DAF), *Trichurus lepturus* (TLE) et *Synodontis gambiensis* (SYG) mais aussi les crabes (*Callinectes* spp) et les crevettes (*Penaeus* spp) qui consomment du plancton, du benthos, des crustacés et de la matière organique en décomposition.

En outre, connaissant la biodiversité et ses variations exposées au chapitre 5, il est possible d'évaluer la contribution sous forme de production écologique des différentes catégories écologiques telles que définies par Albaret (1994) dans les 4 écosystèmes. Dans le tableau 6.12, nous avons porté la contribution en pourcentage de ces catégories à la production écologique des poissons. Les groupes à affinité marine et estuarienne assurent chacun la moitié de la production au Sine-Saloum et en Gambie. Dans ce dernier milieu, la contribution des espèces d'affinité strictement continentale apparaît également explicitement. (Groupes 20, 22, 26). La contribution relative des espèces estuariennes est plus importante en lagune Ébrié. Enfin, au Lac Nokoué, le système repose quasi

uniquement sur les espèces à affinité estuarienne. Dans ce dernier milieu, ce n'était pas le cas il y a vingt ans, lorsque des espèces strictement continentales étaient régulièrement documentées dans ce lac, notamment des prédateurs de grande taille (Adité et Winemiller 1997 ; Welcomme 1999), comme en Gambie actuellement.

L'analyse des impacts trophiques combinés a permis de percevoir la sensibilité de ces écosystèmes à des changements limités (petite augmentation de la biomasse d'un ou de plusieurs composants). Cette approche est imparfaite car elle admet que le régime alimentaire des divers groupes ne change pas malgré les variations présumées de biomasse des proies. Malgré tout, cette analyse donne une première idée des possibilités qu'auraient ces écosystèmes de s'adapter à des changements encore accrus de leur environnement.

**Tableau 6.11.** Statistiques globales et indices des réseaux de flux des MEL considérés.

Paramètre	Valeur			
	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
<i>Indices relatifs au fonctionnement global des écosystèmes</i>				
Somme des consommations (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	5 273,320	1 317,033	1 207,682	25 731,420
Somme des consommations de détritits	1 190,704	413,821	294,59	19 184,522
Somme des exportations (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	9 677,043	81,547	2 119,768	1 327,479
Somme des flux respiratoires (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	2 138,531	657,071	510,942	10 498,570
Somme des flux vers les détritits (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	10 855,340	529,494	2 402,521	20 410,000
Transferts totaux (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	27 938,000	2 585,000	6 240,000	57 967,000
Somme de toutes les productions (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	13 074,000	1 036,000	2 902,000	19 595,000
Niveau trophique moyen de la capture	2,59	3,10	2,88	2,46
Rendement écologique (capture/pp net)	0,001020	0,004548	0,004226	0,008625
Production primaire nette calculée (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	11 815,570	658,511	2 629,989	11 826,000
Production primaire requise (captures) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	1085,98	170,65	383,56	946,75
Empreinte écologique (captures) km <sup>2</sup>	0,018	0,047	0,033	0,0004
Production primaire/Respiration (PPT/RT)	5,525	1,124	5,155	1,126
Production nette du système (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> ) (PPT-RT)	9 677,043	81,547	2 119,768	1 327,430
Production primaire/Biomasse totale (PPT/BT)	45,278	13,834	41,596	23,788
Biomasse totale/Transferts totaux (BT/TTS)	0,009	0,021	0,010	0,009
Biomasse totale (sans les détritits) (t·km <sup>-2</sup> )	260,957	53,390	63,304	497,141
Captures (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	12,057	3,359	11,115	101,999
Indice de connectance (IC)	0,245	0,192	0,191	0,266
Indice d'omnivorie du système (IO)	0,137	0,152	0,145	0,156
<i>Indices de recyclage</i>				
Transferts totaux recyclés (sans les détritits) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	164,65	66,32	8,16	980,57
Transferts totaux recyclés (y compris les détritits) (t·km <sup>-2</sup> ·an <sup>-1</sup> )	22,01	17,12	5,09	4,98
Indice de recyclage de Finn (% des transferts totaux) (IF)	2,68	14,99	2,57	34,00
Indice de recyclage par prédation (% de transferts totaux sans les détritits)	2,64	4,35	0,57	5,72
Longueur moyenne de liaison de Finn	2,368	3,500	2,373	4,902
Longueur de la liaison directe selon Finn (sans les détritits)	2,819	2,21	2,733	1,525
Longueur de la liaison directe selon Finn (avec les détritits)	2,301	2,975	2,312	3,235
<i>Indices liés à la théorie de l'information</i>				
Ascendance (Flowbits) (A)	30 892,50	2 730,70	7 656,10	47 224,00
Ascendance (% de la capacité)	37,5	23,1	34,0	20,8
Énergie en réserve (Flowbits) (Ø)	51 491,4	9 091,7	13876,7	186154,3
Énergie en réserve (% de la capacité)	62,5	76,9	66,0	79,8
Capacité (Flowbits)	82 383,9	11 822,4	21032,9	233378,3
Information (I)	1,106	1,056	1,147	0,815
Ascendance relative (A/C)	0,375	0,231	0,340	0,202

**Tableau 6.12.** Contribution en pourcentage de la production écologique des différentes catégories écologiques dans les milieux considérés.

Catégorie écologique	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué
Affinité marine	49,5	49,4	35,6	4,7
Affinité estuarienne	50,5	48,0	63,8	95,0
Affinité continentale	-	2,6	0,6	0,3

Les régimes alimentaires connus pour ces espèces et tels qu'intégrés dans les matrices des régimes alimentaires d'Ecopath laissent présumer des compétitions alimentaires. Ces dernières sont en partie réduites par les successions d'espèces dans les milieux au fil des saisons et donc des variations de salinités (Baran 2000). Il est possible que, comme dans d'autres milieux, des migrations journalières différentes quant à leur chronologie réduisent également ce risque de compétition (De Silva *et al.* 1996 ; Piet et Guruge 1997).

Au point de vue alimentaire, il convient aussi de s'interroger sur la place relative des détritiques quantifiée par le rapport entre la consommation de détritiques et la consommation totale de nourriture ainsi que par le rapport entre la biomasse totale de l'écosystème et le flux total vers les détritiques. D'une façon générale, la consommation de détritiques réduit la production primaire requise pour le fonctionnement des écosystèmes. Par ailleurs, le rapport entre la consommation des détritiques et la consommation totale (*CTD/CT*) permet de quantifier la sélection en faveur des détritiques qui est un élément important d'évolution des écosystèmes en termes de possibilités de diversification du régime alimentaire et donc d'adaptation des communautés de poissons face, notamment, à une dégradation éventuelle de la production primaire. Dans la situation des quatre écosystèmes telle que décrite ici, la consommation de détritiques n'est que de 23 % environ de la consommation totale au Sine-Saloum et en lagune Ébrié. Elle est de 31,4 % en Gambie et de 75,6 % au lac Nokoué. Les possibilités de diversification du régime alimentaire avec une contribution accrue des détritiques y sont donc plus restreintes qu'ailleurs. Il est possible que, depuis les années 80, la lagune Ébrié ait évolué de façon similaire. La consommation élevée des détritiques au lac Nokoué est associée avec une respiration élevée (total des flux respiratoires : 10 498,57 t·km<sup>-2</sup>·an<sup>-1</sup>) pouvant expliquer les teneurs en oxygène très basses rapportées au chapitre 2.

Le rapport entre la biomasse totale de l'écosystème et le flux vers les détritiques (*BT/FTDET*) permet également d'estimer l'importance de la matière organique en décomposition et donc de comparer aussi nos quatre écosystèmes de ce point de vue (Tableau 6.11). Ce rapport est de 0,024 au Sine-Saloum, 0,101 en Gambie, 0,026 en lagune Ébrié et 0,024 au lac Nokoué. Seule la valeur faible de ce rapport au lac Nokoué peut s'expliquer par la quantité élevée de détritiques évoquée ci-dessus.

L'indice de connectance (*IC*) est plus élevé au Sine-Saloum et au lac Nokoué avec les valeurs de 0,245 et 0,266, respectivement que dans les autres milieux : 0,192 et 0,191 pour la Gambie et la lagune Ébrié, respectivement (Tableau 6.11). Une valeur faible de cet indice couplée avec une valeur plus ou moins élevée de l'indice d'omnivorie indique probablement un écosystème peu dépendant des détritiques comme suggéré par Heymans *et al.* (2004). Il en est effectivement ainsi en Gambie et en lagune Ébrié. La valeur notablement plus élevée de

cet indice au lac Nokoué est en rapport avec l'importance des détritits dans la chaîne alimentaire. Le cas du Sine-Saloum ne s'explique pas clairement.

L'aptitude d'un écosystème à préserver sa structure dans son intégralité face à des perturbations et à travers des recyclages de matière et d'énergie est indiquée par les indices de recyclage (Tableau 6.11) (Ulanowicz 1986 ; Monaco et Ulanowicz 1997). La valeur de tels indices peut être employée comme indicatrice de stress (Ulanowicz 1986 ; Christensen et Pauly 1997) quelque soit la maturité, *sensu* Odum, d'un écosystème (Christensen 1995). L'indice de recyclage de Finn (*IF*) est la fraction des transferts totaux recyclée (Finn 1976). Selon Heymans et Baird (2000) cet indice présente des valeurs comprises entre 4 et 15 % dans des écosystèmes côtiers tandis que Wolff (1994) a obtenu une valeur de 10% dans un milieu lagunaire. Seul l'estuaire de la Gambie se trouve dans l'intervalle des valeurs ainsi proposées (Tableau 6.11). Une valeur largement supérieure a été notée pour le lac Nokoué (34 %) même par comparaison avec les données de Manickhand-Heilman *et al.* (1998) qui ont obtenu une valeur similaire à celles de Heymans et Baird (2000) pour un écosystème dominé par des flux en provenance des détritits. La situation du lac Nokoué, où se produit une forte accumulation de détritits en est peut être la cause. À l'opposé, le *IF* est très bas au Sine-Saloum et en lagune Ébrié. Dans ce dernier milieu, il est associé à une valeur de  $\emptyset$  (énergie en réserve) faible (66 % de la capacité, voir plus loin) traduisant ainsi la vulnérabilité potentielle de cet écosystème, déjà pressentie lors de l'analyse des impacts trophiques combinés (Figure 6.8c). Ceci est en accord avec les travaux de Heymans *et al.* (2004). Le *IF* de Sine-Saloum est aussi associé à une énergie en réserve faible mais la stabilité de ce milieu perçue lors de l'analyse des impacts trophiques combinés (Figure 6.8a) peut s'expliquer par l'indice de recyclage par prédation élevé : 2,64 % au lieu de 0,57 % en Ébrié (Tableau 6.11).

La longueur moyenne des liaisons de Finn est une indication du temps nécessaire à l'écosystème pour se reconstituer en développant de nouvelles voies de conservation des éléments minéraux (Vasconcellos *et al.* 1997 ; Heymans *et al.* 2004). Plus la valeur est élevée pour un écosystème, plus celui-ci peut se reconstituer. La longueur moyenne des liaisons obtenues en excluant les détritits selon Finn est également un indice de l'état de l'écosystème. Une valeur faible traduit un écosystème perturbé avec une chaîne alimentaire courte basée sur les bas niveaux trophiques. C'est le cas du lac Nokoué, si l'on exclut les détritits. Une valeur élevée de ce paramètre révèle une structure trophique plus complexe avec de nombreux niveaux trophiques (Christensen 1995) comme observé pour les autres écosystèmes.

Les possibilités de développement d'un écosystème ne se résument pas à l'accroissement de la biomasse des différents groupes, mais inclut aussi l'augmentation du nombre de compartiments interconnectés et du nombre de flux entre les compartiments. Ceci est la base de l'interprétation que donne Ulanowicz (1986) de la structure et de la dynamique d'un écosystème. Le principe est de quantifier l'énergie employée appelée ascendance (*A*) L'ascendance est l'indice principal pour caractériser le niveau de développement et de maturité d'un écosystème (*sensu* Odum) car il prend en compte la « dimension » de l'écosystème mesurée par les transferts totaux et l'organisation (information, *I*) des flux.

La différence entre l'ascendance et l'énergie disponible ou « capacité (C) », appelée énergie en réserve (ou « overhead »,  $\emptyset$ ) est en fait employée pour la gestion des flux internes (Monaco et Ulanowicz 1997). Le rapport entre l'ascendance et l'énergie en réserve permet de déterminer le niveau de développement de l'écosystème et donc ses possibilités d'évolution. Lorsque ce rapport atteint 50 % ou davantage, l'écosystème peut être considéré comme encore en cours de développement en termes de possibilités d'ajouter des flux, et donc de diversifier, au moins en théorie, le régime alimentaire des différents groupes ou espèces (Ulanowicz 1986).

La notion d'énergie en réserve ( $\emptyset$ ) s'applique à l'écosystème mais aussi à chacun des groupes. Une valeur élevée de  $\emptyset$ , normalement associée à un rendement écotrophique faible traduit une sous utilisation de ce groupe et permet donc d'identifier une réserve d'énergie pour l'écosystème qui renforce sa résilience face aux perturbations imprévues (Ulanowicz 1986 ; Heymans et Ulanowicz 2002 ; Salthe 2003). Pour la totalité des groupes considérés dans les 4 écosystèmes, l'énergie en réserve constitue plus de 60 % de leur capacité énergétique telle qu'exprimée selon la théorie de Ulanowicz (1986). Ces groupes ont donc chacun la possibilité théorique de créer des liens, donc des nouveaux flux, en diversifiant leur régime alimentaire. Il est aussi possible de considérer cette énergie en réserve comme autant de possibilités pour supporter d'imprévisibles perturbations telles que l'accroissement d'une guilda trophique mettant en œuvre cette énergie disponible ou toute autre perturbation de l'écosystème amenant la raréfaction d'une source pourtant importante de nourriture. Un point particulier est la valeur de l'énergie en réserve des producteurs primaires qui, dans certains cas, permet de confirmer la sous-utilisation de la source d'énergie qu'ils représentent.

La maturité des écosystèmes (*sensu* Odum) peut être comparée en prenant en compte le rapport production/respiration (proche de 1) qui montre que la Gambie et le lac Nokoué ont atteint leur maturité. Ceci est confirmé si l'on prend en compte les paramètres suivants : l'ascendance relative ( $A/C$ ) dont la valeur diminue avec la maturité (Christensen 1995) montre que la Gambie et le lac Nokoué sont des écosystèmes plus matures que le Sine-Saloum et la lagune Ébrié. Le rapport entre la biomasse totale et les transferts totaux ( $BT/TTS$ ) est plus élevé en Gambie (0,21) que dans les autres écosystèmes (0,009 à 0,010). Cela traduirait selon Ulanowicz (1986) une maturité de cet écosystème, au sens de Odum, supérieure à celle des autres écosystèmes (Tableau 6.11). Il en est de même si l'on considère la production nette du système minimal en Gambie qui, de nouveau apparaît comme l'écosystème le plus mature (Odum 1969).

## 6.5 Conclusions

Les résultats présentés dans ce chapitre sont centrés sur le rôle de nurseries joué par les MEL. Les différents résultats confirment en partie les observations de terrain. En général, les réseaux trophiques et les cycles biologiques dans ces milieux sont perçus à la fois comme courts et complexes.

Nous pouvons penser que des écosystèmes de type estuarien présentent, dans leur ensemble, un paradoxe : il s'agirait des milieux proches de la « maturité » en partie à cause

de leurs biomasses élevées mais en même temps immatures par l'abondance des juvéniles et l'instabilité des facteurs physico-chimiques intervenant et conditionnant les ressources trophiques.

Il reste maintenant à discuter d'une façon plus générale nos résultats, c'est-à-dire à amorcer une réflexion sur ces écosystèmes qui intègre à la fois les observations sur la biodiversité et celles sur les relations trophiques, permettant ainsi d'élaborer une conclusion générale ouvrant des perspectives tant pour les recherches futures que pour les possibilités d'aménagement qui devraient en résulter. Il faudra notamment s'interroger sur la relation qui peut exister entre la diversité et la complexité du réseau trophique en relation avec la stabilité et la place possible de la pêche dans cette problématique.





# Chapitre 7

## Discussion et Conclusion Générale

---

Nous avons abordé notre étude en faisant état de stress d'origine naturelle et anthropique subis par les milieux estuariens, afin de relier la biodiversité et les relations trophiques à la nature et à l'intensité de ce stress. Ceci nous a conduit à identifier et si possible comparer les processus d'adaptation des communautés de poissons, à ces stress. Ces processus d'adaptation peuvent concerner les individus eux-mêmes, les populations et les peuplements de poissons tant dans leurs distributions que dans leurs relations trophiques avec les autres composants de l'écosystème.

Nous nous sommes trouvés face à des milieux soumis à des pressions environnementales de divers ordres (Welcomme 1972 ; 1999 ; Berry *et al.* 1985 ; Albaret 1994 ; Écoutin *et al.* 1994 ; Diouf 1996 ; Bousso 1996 ; Adité et Winemiller 1997 ; Diouf *et al.* 1999 ; Baran 2000 ; Vidy 2000 ; Charles-Dominique et Albaret 2003 ; Albaret *et al.* 2004 ; Laë *et al.* 2004 ; Panfili *et al.* 2004a et b). Les informations synthétisées sur le Sine-Saloum concernaient le début des années 90 et celui des années 2000 ; celles sur la lagune Ébrié ont donné un état de ce milieu au début des années 80. Enfin l'estuaire de la Gambie, comme le lac Nokoué, ont été connus dans leur état contemporain, sachant que le lac Nokoué a bénéficié d'un suivi quasi permanent depuis de nombreuses années.

Les pressions environnementales au Sine-Saloum sont une hypersalinité inverse affectant les échanges avec le cours supérieur du fleuve et ayant amené une colonisation par les espèces à affinité essentiellement marine (Baran 2000 ; Simier *et al.* 2004). Cette sursalinité inverse s'est, semble-t-il, installée récemment à la faveur des sécheresses sahéliennes des années soixante dix (Diouf 1998 ; Barousseau *et al.* 1999 ; Vidy 2000 ; Panfili *et al.* 2004b). Il est noté que l'effort de pêche y est important (Bousso 1994; 1996).

L'estuaire de la Gambie est un estuaire « normal » en ce sens que la sécheresse n'y a pas provoqué de modifications comme celles observées dans les milieux voisins, au Sine-Saloum et en Casamance (Albaret 1987 ; Albaret *et al.* 2004 ; Guillard *et al.* 2004 ; Vidy *et al.* 2004). La Gambie est peu touchée et aussi peu exploitée au plan piscicole ; en fait, seules des pêches de type individuel y sont pratiquées (Ndow 1997; Njie et Mikkola 2001 ; Njie 2002).

La lagune Ébrié se présente de façon plus complexe. En effet, les eaux marines y pénètrent périodiquement par un canal étroit (le canal de Vridi) dans une zone par ailleurs fortement influencée par les pollutions engendrées par la ville d'Abidjan. En outre, au moins au début des années 80, une activité de pêche de type commercial était déjà intense (Laë 1992 ; Écoutin 1992 ; Écoutin *et al.* 1994 ; Laë 1997 b ; Guyonnet *et al.* 2003).

Le lac Nokoué, paraît, de ces quatre milieux, celui qui a subi et subit encore les plus fortes pressions environnementales d'origine anthropique. Outre une activité de pêche

soutenue, l'écosystème s'est trouvé complètement modifié depuis plus d'un siècle par l'installation des « acadjas » (Houso 1986 ; Welcomme 1999 ; Niyonkuru 2001 ; Lalèyè *et al.* 2003a) qui ont favorisé l'abondance et la production de poissons, surtout détritiques, mais aussi entravé gravement la circulation de l'eau dans le lac au point que les apports alluvionnaires en provenance du bassin versant de l'Ouémé ne sont plus évacués vers la mer et se déposent dans le lac où ils contribuent à son comblement. Le lac présent, de façon quasiment permanente, 3 zones sous influence dominante marine, saumâtre et continentale.

Les changements saisonniers des divers paramètres du milieu sont également autant de pressions environnementales plus ou moins marquées mais auxquelles les peuplements doivent également s'adapter. Ainsi en est-il des variations de température, de salinité, de turbidité et de la teneur en oxygène dissous pour ne citer que l'essentiel de ce qui a été exposé au chapitre 2 et qui s'est révélé important dans la structuration des communautés piscicoles comme indiqué au chapitre 5.

Les pressions environnementales se traduisent chez des organismes vivants se manifeste des anomalies comportementales variables selon les causes. Chez les poissons nous observons la situation d'inconfort temporaire ou prolongée provoquées séparément ou simultanément par l'introduction d'un stress ou de conditions inhabituelles au milieu. Quelques exemples sont la tentative de fuite en présence d'un agent toxique, la pratique de respiration en surface quand la disponibilité en oxygène diminue, l'hyper excitation en cas de température très élevée, la diminution des résistances immunitaires contre les pathogènes, l'apparition de lésions et diverses perturbations physiologiques affectant divers traits de vie : locomotion, alimentation, croissance, reproduction en relation avec des modifications hormonales dues aux circonstances défavorables.

Il nous faut donc analyser la façon dont notre étude a pu rendre compte des adaptations des communautés à ces diverses pressions environnementales et voir dans quelle mesure les résultats obtenus par les deux voies d'approche proposées constituent un ensemble cohérent. Il convient enfin de s'interroger sur la notion de stabilité d'un écosystème face aux perturbations environnementales et dans quelle mesure cette stabilité est associée à la maturité des écosystèmes au sens de Odum.

### **7.1. Les « facteurs conditionnants » des MEL et de leurs peuplements**

Il s'agit en particulier du type de milieu (ouvert, fermé, etc.) influencé par les facteurs géologiques et géomorphiques ainsi que la pluviométrie qui auront une incidence sur les valeurs et la répartition de nombreuses variables physico-chimiques (Pauly et Yáñez-Arancibia 1994 ; Albaret 1999 ; Blaber 2000 ; Roy *et al.* 2001 ; Vorwerk *et al.* 2003).

Au Sine-Saloum plusieurs variables semblent agir sur les peuplements : l'état de la mangrove (Adité 2003), la transparence (Blaber et Blaber 1980 ; Blaber 1997 ; 2000 ; 2002) et le type de sédiment (Le Lœuff et Zabi 1993) mais la salinité reste le facteur le plus structurant de l'ichtyofaune agissant souvent sur les traits de vie et la structuration des assemblages dans l'écosystème (Moser et Gerry 1989 ; Tito de Moraes et Tito de Moraes 1994 ; Diouf 1996 ; Blaber 1997 ; Ley *et al.* 1999 ; Whitfield 1999 ; West et Walford 2000 ; Bœuf et Payan 2001 ;

Young et Potter 2002 ; Panfili *et al.* 2004 a et b ; Simier *et al.* 2004). Le caractère structurant de ce facteur est également observé chez le phytoplancton, le zooplancton (Caumette *et al.* 1983 ; Diouf 1991 ; Tester et Turner 1991 ; Touré et Gningue 1991 ; Pagano et Saint-Jean 1994 ; Cervetto *et al.* 1999) et chez d'autres invertébrés comme les crevettes et les crabes (Charles-Dominique et Hem 1981 ; Healey *et al.* 1985 ; Longhurst et Pauly 1987 ; Zabi et Le Lœuff 1992 ; Le Reste 1994), la faune benthique (Zabi et Le Lœuff 1992 ; 1993 ; 1994 ; Guiral *et al.* 1999) dans les MEL Ouest-africains mais également dans d'autres milieux (Chapman et Brinkhurst 1981 ; Nixon *et al.* 1986 ; Moser et Gerry 1989 ; Zeng et Vonshak 1998 ; Rakocinski *et al.* 2000 ; Schallenberg *et al.* 2001 ; Li 2002 ; Moisander *et al.* 2002 ; Ramírez-Rodríguez et Arreguín-Sánchez 2003 ; Froneman 2004).

La concentration d'oxygène dissous peut être influencée par les variations de température liées aux phases d'inondation et d'exondation des sédiments (Pauly 1976 ; Guiral *et al.* 1999). Dans un milieu hypersalin inverse, comme le Sine-Saloum, elle est aussi influencée par la décomposition de matières organiques dissoutes de la mangrove et l'activité de minéralisation des communautés hétérotrophes qui colonisent les sédiments intertidaux (Wolansky *et al.* 1990 ; Wolanski 1992).

Même si la salinité et l'oxygène semblent les facteurs principaux de structuration des communautés de poissons, la turbidité a également été évoquée dans notre étude comme par plusieurs auteurs (Marais 1988 ; Cyrus et Blaber 1987 a et b ; 1988 ; Diouf 1996 ; Blaber 1997 ; Albaret *et al.* 2004 ; Panfili *et al.* 2004b). Barousseau *et al.* (1999) ont indiqué que l'intensité de la sédimentation est régulée par le régime hydrologique et le régime de salinité. Elle n'a toutefois pas d'influence statistiquement significative selon nos analyses en Gambie pour des raisons techniques rappelées au chapitre 5. La turbidité due à des apports des eaux adjacentes agit de manière ambivalente ; positive, car elle peut être le reflet de la richesse trophique du milieu puisqu'elle est liée à la teneur en phytoplancton et en matière organique (Caraco *et al.* 1987) et elle joue aussi un rôle de protection notamment contre la prédation (Blaber et Blaber 1980). En revanche, une influence négative a été soulignée par Whitfield (1983) sur l'optimisation de la production primaire à cause de la réduction de la pénétration de la lumière. Les effets négatifs sur les poissons ont été rapportés par Pages *et al.* (1981) Whitfield (1998) et Whitfield et Elliot (2002). Dans le Sine-Saloum, les Clupéidés (*Sardinella maderensis* et *Ethmalosa fimbriata*), filtreurs visuels, sont dominants dans les zones moins turbides (Diouf 1996). Les trop fortes turbidités peuvent aussi avoir une action défavorable sur les branchies des poissons filtreurs (Charles-Dominique 1982 ; Diouf 1996) En revanche, elles peuvent diminuer la facilité de chasse pour des prédateurs visuels (Whitfield 1983). Cet élément de protection peut jouer de façon permanente à Nokoué, et dans les mangroves du Sine-Saloum et de la Gambie (Marius 1995) et, de façon saisonnière, dans la zone amont de la Gambie. Il est également possible d'expliquer ainsi des variations de densité de poissons devenue plus élevée dans les eaux troubles. La turbidité peut agir de façon concomitante avec la salinité pour déterminer les densités dans les différents milieux et éventuellement dans les divers types d'habitat de chacun d'eux (Barousseau *et al.* 1999).

Dans le cas du lac Nokoué, l'influence du milieu peut être réduite à celle de deux facteurs principaux : la désoxygénation en saison sèche et l'augmentation de la salinité qui peuvent donner un aperçu des tolérances écophysologiques des espèces, de leur type

d'adaptation aux contraintes du milieu et à leurs variations saisonnières impliquant une augmentation passagère des dépenses métaboliques dans les secteurs les plus touchés par ces variations (Maslin et Bouvet 1988).

En effet, dans la plupart des cas, ces variables physico-chimiques agissent de façon simultanée et chaque espèce de poisson réagit différemment en cas de changement de chaque paramètre (Whitfield 1983 ; Caraco *et al.* 1987 ; Moser et Gerry 1989 ; Cury 1991 ; Albaret et Diouf 1994 ; Pauly et Yáñez-Arancibia 1994 ; Baran 1995 ; Lévêque 1997).

La nature des détritiques et du substrat semble un important facteur de la productivité (Diaz et Rosenberg 1996 ; Barousseau *et al.* 1999 ; Rakocinski *et al.* 2000 ; Moore *et al.* 2004) quand ils sont la première ou unique source de nourriture de certaines espèces de poissons, crevettes, benthos, mollusques bivalves. La qualité du substrat contrôle fortement la richesse spécifique, l'abondance et la biomasse des faunes benthiques comme observé par Warwick (1986), Warwick *et al.* (1987), Diaz et Rosenberg (1996) et Rakocinski *et al.* (2000). Des travaux montrent que les détritiques peuvent être consommés en permanence par les filtreurs sur substrat comme *S. melanothron* (Pauly 1976) et surtout par la faune benthique (Odum et Heald 1975 ; Zabi et Le Lœuff 1992 ; 1993 ; Guiral *et al.* 1999). Cependant, l'excès de détritiques peut avoir un effet néfaste sur la santé de l'écosystème. Une décomposition excessive de matières organiques conduit à une eutrophisation (Caddy 1993) et peut avoir d'autres impacts négatifs sur la biodiversité, et même sur l'abondance et la dominance des espèces adaptées à ce type de nourriture (Moore *et al.* 2004).

L'influence des changements climatiques sur la diversité biologique a été discutée par plusieurs auteurs dont Albaret et Écoutin (1990), Laë (1997b), Koranteng *et al.* (1998), Cormier-Salem (1999) et Roy *et al.* (2001). L'hydrologie tout comme les conditions physico-chimiques et leurs variations favorisent ou inhibent, selon les espèces, leur productivité en raison d'influences déterminantes sur certains traits de vie : croissance, reproduction (Marais 1982 ; Whitfield 1990 ; Écoutin 1992 ; Zabi et Le Lœuff, 1992 ; 1993 ; Albaret 1994 ; Binet *et al.* 1995 ; Adité et Winemiller 1997 ; Blaber 1997 ; 2000 ; 2002 ; Laë 1997b ; Baran et Hambrey 1998 ; Guiral 1999 ; Cardona 2000 ; Schallenberg *et al.* 2001). Laë (1997b) a discuté les effets possibles des apports massifs d'eau douce sur la production de poissons. Des poissons continentaux tels que *Chrysichthys nigrodigitatus*, voient leur production accrue car de nouvelles sources de nourriture sont introduites dans l'écosystème et l'augmentation de la surface de l'habitat amène une réduction de la mortalité par prédation surtout chez les jeunes (Lalèyè 1995 ; Laë 1997b ; Lalèyè et Philippart 1997 ; Moses 2001). Ceci ne semble pas s'appliquer au lac Nokoué en raison des « acadjas » qui, par eux-mêmes, réduisent la prédation surtout envers les Tilapias. À l'opposé, *Chrysichthys nigrodigitatus* voit diminuer l'accessibilité de ses propres proies ; il en a résulté au lac Nokoué une consommation accrue de détritiques qui apparaît comme une adaptation à une disponibilité limitée de la nourriture (Welcomme 1999 ; Adité 2003 ; Niyonkuru *et al.* 2003).

L'influence des changements climatiques doit être étudiée avec le plus grand soin en milieux tropicaux en raison de l'alternance très nette de saisons sèches et pluvieuses (Albaret et Écoutin 1990 ; Albaret et Diouf 1994 ; Winemiller 1995 ; Laë 1997b ; Koranteng *et al.* 1998 ; Guiral *et al.* 1999 ; Welcomme 1999 ; Blaber 2000 ; Moses 2001 ; Cumming *et*

Havlicek 2002). De nombreux écosystèmes côtiers de l'Ouest-africain se sont d'ailleurs révélés dépendants principalement, en termes de biodiversité, des apports d'eaux de rivières et de leur régime hydrologique tout comme des zones biogéographiques (Cousins 1985 ; Albaret et Écoutin 1989 ; Écoutin 1992 ; Baran et Hambrey 1998 ; Winemiller 1995 ; Guiral *et al.* 1999 ; Welcomme 1999 ; Baran 2000 ; Blanc *et al.* 2001). La biodiversité et les assemblages d'espèces observés dans nos milieux d'étude, y compris dans leurs variations spatiales et saisonnières, n'échappent pas à cette règle.

D'une façon générale, il est possible d'interpréter les fortes variations saisonnières dans les écosystèmes comme autant de forces de déstabilisation, mais il est intéressant de noter qu'elles ont un effet positif sur la diversité (Holling *et al.* 1995). Ceci a été observé par Connell (1978) dans des écosystèmes marins. Cette force rencontre d'autres tendances agissant de façon antagoniste dans le sens d'une stabilisation (cycle des éléments minéraux maintenant la productivité) et l'ensemble contribue à déterminer la structure des groupes biologiques.

Les producteurs primaires (planctoniques, benthiques et épiphytiques) constituent une ressource à exploiter par des consommateurs secondaires : zooplancton, faune benthique, crevettes, crabes et, par voie de conséquence, les poissons (Odum et Heald 1975 ; Nixon *et al.* 1986 ; Caraco *et al.* 1987 ; Guiral *et al.* 1999).

Il faut aussi citer la présence des mangroves et/ou des « acadjas » qui diminue les risques de prédation. Au point de vue écologique, la mangrove joue un rôle de nourricerie déterminant des écotones de la communauté (Hutchings et Seanger 1985 ; Marius 1985 ; Twilley 1985 ; Alongi *et al.* 1993 ; Laegdsgaard et Johnson 1995). Elle abrite les juvéniles des crevettes et des poissons et augmente ainsi leurs chances de survie contre la prédation (Twilley 1985 ; Potter *et al.* 1990 ; Baran et Hambrey 1998 ; Baran 1999 ; Randall et Minns 2000 ; Adité 2003 ; Laë *et al.* 2004). Par ailleurs, les déficits de production primaire sont compensés par des flux en provenance des détritiques venant de la mangrove elle-même (Odum et Heald 1972 ; Vega-Cendejas *et al.* 1993 ; Vega-Cendejas et Arreguín-Sánchez 2001 ; Moore *et al.* 2004).

Nous observons dans les tableaux 6.1 à 6.4 que la mortalité naturelle de certaines espèces (i.e. *Polydactylus quadrifilis*, *Elops lacerta*, *Caranx* spp, *Eucinostomus melanopterus*, *Monodactylus sebae*, *Ethmalosa fimbriata*, *Liza* spp, *Sarotherodon melanotheron* et *Tilapia guineensis*) est la plus élevée au Lac Nokoué (Niyonkuru *et al.* 2003). La forte mortalité de ces espèces à Nokoué peut être due à la forte eutrophisation. D'ailleurs, Pauly et Yáñez-Arancibia (1994) ont indiqué que cette forte décomposition est parmi les facteurs pouvant conduire à des mortalités catastrophiques.

Les réactions interspécifiques constituent un autre facteur influençant la productivité et la distribution des espèces. L'importance de la prédation et des interactions alimentaires comme facteur structurant les assemblages vivants, notamment des poissons, a été évoquée par plusieurs auteurs : Sykes et Manno III (1979), de Sylva (1985), Christensen et Pauly (1997), Bax (1998), Weis *et al.* (2000) et Kinzing *et al.* (2002). Ils ont également observé que les consommations de la production aquatique par prédation peuvent dépasser celles résultant

de la pêche (Christensen et Pauly 1997). L'intensité de la pression sur une proie est très variable et complexe dans le temps et dans l'espace (Walters *et al.* 1997) de même que ses effets indirects sur les autres espèces (Ryer et Olla 1998 ; Fox et Olsen 2000).

Les facteurs du milieu ont une importance primordiale dans les traits de vie des individus et par là sur la constitution des assemblages des diverses espèces. L'importance variable selon les milieux de quelques processus régulateurs tels que la limitation des ressources, les compétitions, la prédation et le recyclage des éléments minéraux rend difficile la prédiction des changements qui seraient liés à un seul facteur (Whitfield 1990 ; Cury 1991 ; Pahl-Wostl 1997 ; Blaber 2000).

Il importe au contraire de procéder à une hiérarchisation des différents facteurs agissant simultanément pour interpréter correctement la dynamique des écosystèmes (Cury 1991).

## 7.2. Les adaptations

Les réponses aux stress peuvent être de type structurel ou comportemental. Elles peuvent intervenir de façon immédiate ou, à beaucoup plus long terme à l'échelle de l'évolution. Elles surviennent avant et après des situations extrêmes et cherchent à avoir un rôle tampon ou à soutenir les activités biologiques actuelles ou à faciliter les changements vers de nouveaux types d'activités et d'autres traits de vie.

L'adaptation conduit à une viabilité durable de l'espèce dans un écosystème, généralement en relation avec ses caractéristiques génétiques. Les concepts écologiques de tolérance, stabilité et résilience ont été employés pour décrire la propension des systèmes biologiques à s'adapter aux conditions changeantes et même à en bénéficier, ainsi que les mécanismes par lesquels de tels changements surviennent (Peterman *et al.* 1979 ; Burton 1997 ; Smithers et Smit 1997). Contrairement aux populations humaines, les autres êtres vivants répondent de façon « réactive » aux perturbations car ces organismes n'ont pas la capacité d'organiser et de gérer leur adaptation ni de l'ajuster dans la poursuite de buts autres que leur simple survie et la perpétuation de leur génome. La nature des réponses aux perturbations de l'environnement est influencée par le niveau auquel ces systèmes sont affectés, ce qui est traduit, à terme, par des propriétés variées du système lui-même (Burton 1997 ; Smithers et Smit 1997 ; Sokona et Denton 2001).

L'adaptation résulte d'un compromis entre les limites intrinsèques (comme des mutations phénotypiques) et extrinsèques (les possibilités d'effort d'adaptation aux conditions environnementales). Elle est en outre compliquée par des interactions avec d'autres organismes (Pitcher 1982 ; Bax 1998 ; Calow et Forbes 1998 ; Ryer et Olla 1998). À ce sujet, le concept de « submergence » a été évoqué par Remane (1934) pour caractériser les comportements divers de la même espèce dans des milieux différents suite à des possibilités d'adaptation qui seules ont permis la survie des espèces menacées par de très fortes variations des conditions de milieu.

### 7.2.1. Sur les traits de vie d'un individu

Les traits de vie d'un organisme sont l'ensemble des dispositifs qui lui permettent de survivre dans son environnement (Stearns 1992 ; Blaber 1997 ; 2000). La diversité des traits de vie provient de deux sources principales : la variation génétique, qui mène à l'expression de différents traits et se trouve régie par différents génotypes, et la plasticité phénotypique, à l'intérieur de laquelle le même génotype produit divers phénotypes dans différentes conditions environnementales (Winemiller 1995 ; Lévêque 1997 ; Waples *et al.* 2001). Toutefois, la plasticité phénotypique des individus d'une population ne confère pas nécessairement à la population elle-même la capacité de répondre aux changements des conditions environnementales (Cury 1991 ; Lévêque 1997 ; Panfili *et al.* 2004 a et b).

La réponse de la population ne peut avoir lieu que dans une marge de variations des paramètres environnementaux qui autorise le maintien de sa viabilité (Whitfield 1990 ; Cury 1991 ; Albaret et Diouf 1994 ; Paugy 1994 ; Blaber 1997 ; 2000 ; Ryer et Olla 1998). Ceci limite les possibilités de changement phénotypique à l'intérieur d'un même génotype. Les changements génétiques de base sont du ressort de l'évolution et donc du long terme. Il est permis de penser que l'abondance d'une population est en grande partie fonction du succès des premières étapes des traits de la vie (Sinclair 1988 ; Winemiller 1995 ; Whitfield 1999 ; Randall et Minns 2000), et donc des facteurs écologiques pouvant favoriser la reproduction et la croissance des stades larvaires (Longhurst et Pauly 1987 ; Albaret et Diouf 1994 ; Whitfield 1998).

Chez le phytoplancton, un stress provoque la diminution de la production en raison de modifications du métabolisme général. Zeng et Vonshak (1998) ont mis en évidence l'inhibition de la croissance, de l'activité photosynthétique et de la respiration quand la salinité devient stressante. Ce stress dû à la salinité endommage même les structures cellulaires et conduit à une baisse de la synthèse des protéines. Certaines espèces tolérantes, comme certaines Cyanobactéries (*Spirulina* sp, *Anabaena* sp, *Anabaenopsis* sp, etc.) s'adaptent en augmentant le métabolisme cellulaire des glucides (Vonshak *et al.* 1988 ; Moisander *et al.* 2002) ou leur respiration comme suite à ce stress. Cette adaptation consomme néanmoins de l'énergie.

Ces flexibilités physiologiques traduites par une augmentation du métabolisme ont aussi été observées chez des crevettes comme *Branchinecta gaini* (Daday 1910) en zone Antarctique (Peck 2004).

Paugy (1994) a indiqué que les poissons ont une certaine flexibilité pour s'adapter à des conditions extrêmes et ceci se voit dans leurs traits de vie. Les espèces ont développé diverses stratégies de reproduction : ponte d'un nombre réduit d'œufs avec soins parentaux et incubation buccale chez *Sarotherodon melanotheron* ; construction d'un nid et protection de la progéniture chez *Tilapia guineensis* ; fixation des œufs sur un substrat solide et protection contre les prédateurs chez *Gobionellus occidentalis*, émission d'œufs démersaux, moins dispersés par le courant pour les Hemiramphidés. Les tactiques reproductives augmentent les chances d'un recrutement capable d'assurer la pérennité des espèces quelles que soient les conditions du milieu. Selon Albaret (1994) les espèces concernées par notre étude

adoptent des tactiques reproductives particulières pour maximiser leurs chances de survie. Pour les espèces à affinité marine, par exemple, ces tactiques incluent la courte distance à parcourir entre la zone de reproduction et la zone nourricière (Dando 1984 ; Robertson et Duke 1987 ; Whitfield 1990). Il en est de même pour des espèces migrant dans des milieux adjacents comme les zones d'upwelling (Roy *et al.* 1989 ; Cury 1991 ; Cubillos *et al.* 2001).

D'une manière générale, la période de reproduction des espèces présentes dans les MEL est très étalée dans le temps et cette tactique reproductrice augmente les possibilités de recrutement (Dando 1984 ; Whitfield 1990 ; Albaret 1994 ; Albaret et Diouf 1994 ; Baran 1995 ; Laë 1997 a et b ; Randall et Minns 2000). L'étude de la reproduction des peuplements au Sine-Saloum semble indiquer qu'un nombre d'espèces plus élevé que dans d'autres MEL d'Afrique s'y reproduisent. La saison de reproduction y est, en revanche, plus limitée (Vidy 2000).

La reproduction de *Sarotherodon melanotheron* est pratiquement continue sur toute l'année malgré les conditions sévères des différents MEL de l'Ouest africain (Fagade 1979 ; Pauly 1976 ; Pauly *et al.* 1988 ; Legendre et Écoutin 1989 ; Laë 1997b). Une adaptation due aux stress (hypersalinité, surpêche et/ou pollution) est la diminution de la taille de première maturation sexuelle comme observée par Pauly (1976) dans la lagune Sakumo et par Panfili *et al.* (2004b) dans l'estuaire du Sine-Saloum. Il est également possible de citer les variations des caractéristiques de la reproduction (taille de maturité sexuelle, saison de reproduction) dues au stress environnemental chez *O. niloticus* dans plusieurs lacs artificiels en Côte d'Ivoire telles que rapportées par Duponchelle *et al.* (1998) et Duponchelle et Legendre (2001). Ce sont également les observations de Charles-Dominique et Albaret (2003) sur l'*Ethmalose* dans la partie polluée de la baie de Biètri (lagune Ébrié). Dans l'estuaire du Saloum, la reproduction de *E. fimbriata* a surtout lieu dans la partie métra haline où la concentration de la salinité est de moins de 60‰. (Panfili *et al.* 2004a).

Ainsi en est-il dans les MEL dans la mesure où les espèces s'y reproduisent et où s'y déroulent les premiers mois de la croissance (Dorr *et al.* 1985 ; Domain 1999 ; Vidy 2000). La fonction de nurseries pour les jeunes est assurée pour de nombreuses espèces migratrices entre le milieu marin et le milieu saumâtre (Cousins 1985 ; Holt 1997 ; Albaret 1999 ; Blanc *et al.* 2001).

Plus tard, des adaptations peuvent survenir chez l'adulte. Les stress ont des effets sur le métabolisme et la croissance des poissons (Van Weerd et Komen 1998). Calow et Forbes (1998) ainsi que Bœuf et Payan (2001) ont montré que la salinité peut influencer la croissance. Ainsi avons nous évoqué la croissance individuelle différentielle de *Sarotherodon melanotheron* observée par Panfili *et al.* (2004b) et de *Ethmalosa fimbriata* par Panfili *et al.* (2004a) en Gambie et au Sine-Saloum. Dans ce dernier milieu, l'hypersalinité (supérieure à 60‰) quasi permanente en amont provoque une croissance beaucoup plus lente que dans les autres MEL. En effet, l'adaptation à de telles salinités nécessite l'osmorégulation et des dépenses d'énergie supplémentaires (Cardona 2000 ; Schallenberg *et al.* 2001 ; Panfili *et al.* 2004a et b). Des variations de la croissance, qui sont autant d'expressions de l'adaptation des Tilapias à divers milieux, ont également été signalées par Fagade (1974) dans la lagune de Lagos, par Pauly (1976) pour *S. melanotheron* dans la lagune Sakumo II (Ghana) et par Laë (1992) pour la



lac Togo tout comme par De Silva *et al.* (1988) pour *Oreochromis mossambicus* (Peters 1952) dans plusieurs barrages de Sri Lanka. Il est également possible de citer les variations des paramètres de croissance de *O. niloticus* dans de nombreux lacs africains rapportées par Froese et Pauly (2004). L'influence de la salinité sur la croissance de mullets (*Mugil cephalus*) a été aussi évoquée par Cardona (2000) dans la Méditerranée. Par ailleurs une relation positive entre le recrutement de juvéniles et la salinité a été observée par Tito de Morais et Tito de Morais (1994) en Guyane (Amérique du Sud). L'augmentation du coefficient de croissance des *Chrysichthys* spp en réponse à une forte perturbation par la pêche a été observée par Ofori-Danson *et al.* (2002) dans le lac Volta (Ghana) et par Lalèyè *et al.* (1995) dans le lac Nokoué et la lagune de Porto-Novo (Bénin).

Nous observons également une mortalité naturelle plus élevée des poissons des eaux saumâtres, associée à un coefficient de croissance ( $K$ ) plus élevé et à des longueurs asymptotiques ( $L_{\infty}$ ) moindres que celles de poissons marins. Pauly et Yáñez-Arancibia (1994) ont indiqué que cette adaptation explique l'observation de Chauvet (1988) selon laquelle les conditions écologiques des lagunes semblent avoir une influence positive sur la croissance mais pas sur le taux de mortalité.

La tolérance à l'hypoxie est surtout évidente chez des Cichlidés. L'influence d'une baisse de la concentration d'oxygène dissous sur une espèce de Cichlidés, *Astronotus ocellatus*, du bassin de l'Amazone a été étudiée par Muusze *et al.* (1998). L'adaptation de cette espèce à l'hypoxie est une diminution de son métabolisme comme indiqué par Iwama *et al.* (1997) sur un autre Cichlidés, *O. mossambicus*. Une compensation partielle grâce à un processus de glycolyse anaérobie apparaît en cas de grand déficit en oxygène ou même d'anoxie.

La plasticité des régimes alimentaires est également une expression de l'adaptation et des modifications des traits de vie des espèces dans les MEL (Whitfield 1990 ; Blaber 2000). S'agissant du régime alimentaire, Pauly *et al.* (1988) avaient montré que *S. melanotheron* parvenait à s'adapter aux conditions sévères d'une lagune du Ghana (Sakumo) en adoptant un régime majoritairement détritivore. Les Cichlidés ont une flexibilité alimentaire connue (Pauly 1976; Pauly *et al.* 1988; Laë 1997b; Lévêque 1997 ; Blaber 2000 ; Kone et Teugels 2003). Dans le même ordre d'idées, certaines espèces ont un régime alimentaire très différent d'un écosystème à l'autre. Ainsi, *Ethmalosa fimbriata* s'est révélée consommatrice de détritus au lac Nokoué tout comme d'autres espèces habituellement zooplanctivores ou zoophages telles que par exemple *C. nigrodigitatus*, *C. auratus*, *Trachinotus ovatus* et *L. falcipinnis* (Adité et Winnemiler 1997 ; Blaber 1997 ; Villanueva *et al.* 2003). Charles-Dominique (1982) mentionne *Ethmalosa fimbriata* comme essentiellement planctivore en lagune Ébrié, mais cette espèce consomme également, accidentellement, des détritus de façon saisonnière lors des arrivées d'eaux douces. À la suite de leurs échantillonnages pratiqués plus tard, Albaret et Legendre (1986) notent également une certaine détritiphagie. Le régime semble varier en fonction de la taille (variation ontogénique) et de l'abondance des proies (Marcus 1986 ; Gismervil et Andersen 1997). Près de Cape Coast (Ghana), la forte occurrence des détritus dans le bol alimentaire des Ethmaloses est spécifique aux individus capturés dans les eaux marines mais dans l'estuaire, cette espèce est essentiellement planctivore (Blay et Eyeson 1982 ; Charles-Dominique 1982 ; Blaber 1997).

Ryer et Olla (1998) ont indiqué qu'il s'installe un équilibre adaptatif entre le comportement d'une proie destinée à éviter son prédateur et sa quête de nourriture. L'évitement du prédateur n'est pas toujours la priorité pour une proie et des adaptations dans le comportement alimentaire peuvent s'y substituer comme par exemple la création de bancs de juvéniles qui est elle-même fonction de la disponibilité et de la distribution spatiale de la nourriture.

### 7.2.2. Sur les populations

Un caractère général de la dynamique des populations est que leur structure se révèle un important indicateur des effets adverses du stress (Whitfield et Elliot 2002 ; Rochet et Trenkel 2003 ; Harrison et Whitfield 2004). La réponse à l'augmentation du stress provenant d'une intense activité de pêche, est d'abord un changement distinct des structures d'âges au fur et à mesure qu'une population s'approche de l'extinction (Laë 1997b ; Koranteng *et al.* 1998 ; Etim *et al.* 1999). En cas de résistance au stress, on observe un large éventail d'âges avec une abondance des jeunes. En revanche, selon Pitcher (1982), Lye Koh *et al.* (1997) et Laë (1997b), une population menacée d'extinction, présente une distribution des âges essentiellement bimodale, avec un mode correspondant à des individus âgés, petits relativement peu productifs et un autre constitué de jeunes qui n'ont pas encore grandi de façon suffisante pour atteindre la maturité. Ceci a pu être observé au lac Nokoué dans l'étude des paramètres démographiques préalable à la mise en œuvre d'Ecopath. Il faut toutefois mentionner que les Tilapias ont une dynamique spécifique déjà observée par plusieurs auteurs indiqués plus haut (Pauly 1976; Pauly *et al.* 1988; De Silva *et al.* 1988 ; Legendre et Écoutin 1989 ; Iwama *et al.* 1997 ; Laë 1997a ; Lévêque 1997 ; Duponchelle *et al.* 1998 ; Blaber 2000 ; Duponchelle et Legendre 2001).

Il semble que certains de ces MEL, comme les estuaires de la Gambie, de la Fataala (Baran 1999) et en Guinée (Baran 1995 ; Domain *et al.* 1999), abritent principalement des espèces de petite taille, tandis que d'autres MEL considérés comme très stressés tels que le Sine-Saloum et Nokoué hébergent surtout des individus de petites tailles (juvéniles) d'espèces susceptibles d'atteindre de grandes tailles. Les sévères conditions hydrologiques seraient en cause et, pour les espèces en question, les milieux fonctionnent alors comme des nurseries de jeunes (Caddy 1993 ; Pauly et Yáñez-Arancibia 1994 ; Domain *et al.* 1999).

Au cours de notre étude, il est apparu que les MEL voisins abritent des communautés dont la composition spécifique en termes de présence absence est voisine. Cela provient d'un pool d'espèces communes à ces milieux lorsqu'ils communiquaient en raison de leur proximité géographique. Les différences dans la biodiversité sont principalement dues à la dynamique hydrologique différentielle actuelle (Winemiller 1995; Guiral *et al.* 1999). La structure des populations de poissons n'est quant à elle pas en relation avec la proximité ou la distance géographique (Villanueva *et al.* en prep. a). En revanche les caractères morphologiques des milieux et les interactions entre les proies et les prédateurs, elles-mêmes soumises à la présence de divers types d'habitats, sont des facteurs essentiels de la structure des communautés (Ney 1990 ; Bax 1998 ; Blanc *et al.* 2001 ; Blaber 2000 ; Neuenfeldt et Beyer 2003).

La présence des organismes est déterminée par leurs interactions, par l'environnement et par les processus écologiques associés. Les assemblages de poissons dans un écosystème donné dépendent de nombreux facteurs à la fois complexes et corrélés (Cury 1991). Une large distribution jointe à une flexibilité trophique c'est-à-dire une adaptabilité aux ressources alimentaires assure le succès des espèces dans ces écosystèmes (de Sylva 1985 ; Whitfield 1990).

Les poissons sont de très bons indicateurs pour détecter et suivre des changements environnementaux à partir d'observations sur leurs réactions aux stress ; surpêche, dégradation environnementale, compétition et prédation (Christensen et Pauly 1997 ; Bax 1998 ; Ryer et Olla 1998 ; Pauly *et al.* 1998 ; Whitfield et Elliot 2002 ; Rochet et Trenkel 2003 ; Harrison et Whitfield 2004 ; Pauly et Palomares 2004). Néanmoins, la diversité du macrobenthos a également été citée comme un bon indicateur surtout de la pollution diffuse (Warwick 1986 ; Warwick *et al.* 1987 ; Saiz-Salinas et Gonzales-Oréja 2000 ; Luczkovich *et al.* 2002).

En comparant les 4 écosystèmes on observe que c'est seulement au Sine-Saloum que la salinité n'est pas un facteur déterminant dans la composition globale et dans les variations temporelles des peuplements de poissons. Son rôle spatial se manifeste essentiellement en tant que « filtre » conduisant à l'élimination progressive d'espèces vers l'amont. La salinité inverse de l'embouchure à l'amont en fait un écosystème où dominent massivement les espèces « marines » (Diouf 1996 ; Baran 2000 ; Simier *et al.* 2004). En revanche, le rôle de la salinité dans cette répartition dans l'espace et dans le temps des assemblages de poissons est clairement montré dans les 3 autres milieux. La stabilité des peuplements est semble-t-il maximale au Sine-Saloum et en Gambie. Ceci est attesté par les études de l'impact trophique combiné réalisées au chapitre 6 et dont les résultats sont conformes à ceux des analyses statistiques du chapitre 5.

Selon Laë (1997b) la plupart des espèces pêchées dans la lagune Ébrié pouvaient être considérées comme prédateurs (80 %) au début des années 80, et se nourrissaient de poissons, mollusques, insectes, crustacés, tandis que le reste du peuplement était constitué de microphages. Il a également indiqué la dominance (plus de 55 %) de poissons consommateurs secondaires (herbivores et détritivores) dans le milieu des années 80. Depuis le début des années 80, les captures ont diminué et se sont focalisées sur un nombre de plus en plus réduit d'espèces de bas niveau trophique (Écoutin *et al.* 1994 ; Laë 1997b). La situation alors observée en lagune Ébrié n'est pas sans rappeler les conditions actuelles du lac Nokoué, pour lequel le déclin progressif de la richesse spécifique a été signalé par Adité et Winemiller (1997), Lalèyè et Philippart (1997), Welcomme (1999) et Lalèyè *et al.* (2003a).

Nous pouvons pratiquement considérer que l'augmentation soutenue de l'effort de pêche, au lac Nokoué et autrefois en lagune Ébrié, est un facteur important de la diminution au cours du temps de la biodiversité et de l'abaissement du niveau trophique des captures (Pfeiffer *et al.* 1988 ; Hounkpé 1990 ; Lalèyè *et al.* 1993 ; Aglingo 1998 ; Welcomme 1999 ; Villanueva *et al.* En prep. b). Cela ne signifie pas forcément des captures totales faibles car les espèces de grandes tailles et de haut niveau trophique peuvent être remplacées par d'autres

espèces abondantes, mais de niveau trophique inférieur (Heymans *et al.* 2004 ; Pauly et Palomares 2004).

Les réservoirs de Sri Lanka, pourtant uniquement peuplés de Tilapias introduits et de Cyprinidés autochtones consommateurs primaires présentent de façon soutenue des rendements des pêches compris entre 150 et 500 kg·ha<sup>-1</sup>·an<sup>-1</sup> (De Silva 1996).

Nous observons actuellement une exploitation considérable des crustacés comme les crabes et surtout les crevettes (Lhomme 1994 ; West et Walford 2000 ; Zetina-Rejón *et al.* 2003 ; Laë *et al.* 2004). Cela n'a pas forcément entraîné une réduction de l'abondance des crustacés mais la mortalité par prédation a pu diminuer simultanément à l'augmentation de l'effort de pêche (Caverivière et Rabarison-Andriamirado 1997).

Au Sine-Saloum, Bousso (1996) a indiqué une exploitation considérable de la pêche artisanale plutôt centrée sur des espèces comme les sardinelles et les Ethmaloses, surtout dans les années 70 à 80. Une baisse des débarquements surtout démersaux ces dernières années a été signalée par Ba (2001) et Dème *et al.* (2001) avec une augmentation des captures des crevettes et des céphalopodes. Cette situation a provoqué une flambée des prix au débarquement pour quelques espèces (Ba 2001). L'exploitation se maintient en raison de la valeur commerciale élevée surtout au niveau de l'exportation. Les quantités exportées restent stables pour les espèces congelées en raison de l'apparition d'espèces de faible valeur commerciale. En revanche, selon Laë *et al.* (2004) il n'apparaît aucun signe de surexploitation par la pêche ni de pollution dans l'estuaire.

Une augmentation de l'exploitation a été notée dans l'estuaire de la Gambie et dans les zones démersales (Lesack 1986 ; Mendy 1996). Comme au Sine-Saloum, Laë *et al.* (2004) ont insisté sur le fait que la surexploitation des ressources aquatiques n'est pas évidente. Le développement des processus pour améliorer le commerce est lié à la stabilisation des quantités exportées, notamment la commercialisation des espèces congelées et l'on note une tendance à l'augmentation des captures ces dernières années malgré l'absence de séries de données temporelles précises (Ndow 1997 ; Njai 2000 ; Njie et Mikkola 2001 ; Njie 2002 ; Laë *et al.* 2004).

La surexploitation n'existe pas que pour les poissons mais aussi chez des crustacés. Au Sénégal, Lhomme et Garcia (1984) ont indiqué que la pêcherie crevettière est pratiquée fortement dans la mer par les chalutiers aussi bien que dans l'estuaire par des pêcheurs traditionnels. Dans un estuaire adjacent, la Casamance, l'exploitation de crevettes, notamment de *Penaeus notialis*, peut atteindre jusqu'à 1 600 t·an<sup>-1</sup> (Le Reste et Collart-Odinetz 1987). L'exploitation des autres crustacés, comme le crabe, continue d'augmenter ces dernières années (Charles-Dominique et Hem 1981). Écoutin *et al.* (1994) ont montré une forte diminution des débarquements des pêches collective et individuelle dans la lagune Ébrié au début des années 80s concernant les poissons mais aussi les crabes et les crevettes. Ce phénomène est aussi observé dans le lac Nokoué (Département de la Pêche à Cotonou, comm. pers.). Récemment, Laë *et al.* (2004) ont indiqué une exploitation considérable, mono spécifique, des crevettes dans l'estuaire de la Gambie. L'augmentation de l'exploitation des espèces autres que les poissons, (céphalopodes, crustacés) joue un rôle important dans

l'évolution des transferts d'énergie de la base de la chaîne trophique vers les niveaux plus élevés ; cela peut avoir des conséquences néfastes durables sur les conditions de ces milieux.

La surexploitation, indépendamment des autres pressions environnementales, constitue donc, en elle-même, un stress responsable d'une grande variété d'impacts sur les communautés de poissons par rapport à l'état naturel (Smith 1994 ; Laë 1997b). Les captures peuvent demeurer stables et élevées mais la réponse à ce stress de la part des communautés de poissons sera une réduction du nombre d'espèces aboutissant à une augmentation relative des espèces occupant les bas niveaux trophiques (ici le NT 2 notamment avec *T guineensis* et *S melanotheron*) et adoptant des capacités reproductrices élevées impliquant notamment la constitution, chaque année, de plusieurs générations de longévité courte. Ce déclin de la diversité des espèces suite à une augmentation importante de l'effort de pêche a été signalé en zone tropicale dès les années 70 dans des milieux aussi divers que le lac Malawi (Turner 1977), le lac Tchad (Carmouze *et al.* 1983) et certains lacs artificiels (Kapetsky et Petr 1984). Plus généralement, le raccourcissement des chaînes trophiques associé à une augmentation du « turnover » ou de la mortalité totale (P/B) des assemblages de poissons constitue une réponse adaptative à diverses perturbations (Schindler 1987 ; Laë 1997a ; Pauly *et al.* 1998).

Dans nos MEL, le déclin de la biodiversité est non seulement dû aux pressions de la pêche mais également à l'augmentation des dégradations environnementales : la destruction des mangroves et de la côte littorale essentielle pour leur rôle des nurseries ou bien la pollution qui impose l'eutrophisation et la diminution de l'oxygène de l'eau (Champalbert et Patriiti 1982 ; Saiz-Salinas et González-Oreja 2000 ; Scheren *et al.* 2002 ; Guyonnet *et al.* 2003).

### 7.3. Réactions des réseaux trophiques aux pressions environnementales

L'emploi des réseaux trophiques pour approcher la structure des écosystèmes et leur fonctionnement qui est une des bases de l'écologie des communautés s'est révélé particulièrement utile pour définir les cascades trophiques et déterminer les espèces ou groupes jouant un rôle clef dans nos écosystèmes (Nordille et Kelso 1975 ; Field *et al.* 1989 ; Sierra 1994 ; Raffaelli 2000 ; Ortiz et Wolff 2002) mais aussi pour approcher la relation entre stabilité et biodiversité (Naeem et Li 1997 ; Tilman 1999 ; Neutel *et al.* 2002). La construction de budgets énergétiques est aussi une façon d'identifier les insuffisances de connaissances et de données sur les points clefs de l'écosystème (Rabarison-Andriamirado et Caverivière 1989 ; Christian et Luczkovich 1999 ; Duffy 2002 ; Luczkovich *et al.* 2002). L'agrégation des niveaux trophiques offre une abstraction qui clarifie et organise notre compréhension des flux d'énergie dans les écosystèmes en simplifiant des chaînes alimentaires complexes en niveaux trophiques qui sont des nombres entiers et où figurent des groupes similaires du point de vue trophique et se comportant ainsi comme un groupe unique (Yodzis et Winemiller 1990 ; Pahl-Wostl 1997 ; Christensen *et al.* 2000 ; Luczkovich *et al.* 2002 ; Christensen et Walters 2004). C'est ainsi que nous pouvons nous affranchir des limites de nos connaissances sur les régimes alimentaires de certaines espèces pour lesquelles nous ne disposons actuellement que d'informations qualitatives. Ecopath est un outil très utile dans la mesure où il permet des représentations conventionnelles comparatives des écosystèmes y compris dans des conditions de stress et où il peut ainsi mettre en évidence certaines

modifications dans la composition trophique des populations et les stratégies d'adaptation trophique qui conduisent à des déséquilibres apparents des écosystèmes.

Dans les 4 écosystèmes étudiés ici une première analyse simplificatrice pourrait laisser penser que le fonctionnement trophique de trois d'entre eux est globalement similaire ; l'exception étant le lac Nokoué. Pourtant, les chapitres 4 et 5 ont montré la faible similarité entre les communautés de ces écosystèmes. Les espèces dominantes y sont communes mais leur importance relative varie énormément d'un milieu à l'autre. Les espèces communes les plus représentatives ont des régimes alimentaires similaires (Villanueva *et al.* 2003 ; En prep b). Ceci suggère que les assemblages d'espèces puissent être fonction des ressources disponibles et que chaque MEL peut être exploité par différentes combinaisons d'espèces qui sont équivalentes du point de vue écologique (Ross 1986 ; Ryer et Olla 1998).

Le Sine-Saloum aval est dominé par les prédateurs mixtes tandis que la partie amont est dominée par des détritivores mais, dans l'ensemble, la nourriture est apparemment sous utilisée.

La décomposition de la forte production arborée permet une minéralisation et libère dans le milieu à la fois des sels nutritifs (favorables au développement du phytobenthos et du phytoplancton) et des débris associés à une faune microbienne qui en améliore fortement la valeur nutritive (Caraco *et al.* 1987 ; Moore *et al.* 2004). L'importante biomasse épiphytique présente sur les racines des palétuviers peut être consommée directement par certaines espèces de poissons (Alongi *et al.* 1993). Via les communautés zooplanctoniques et zoobenthiques, les ressources deviennent riches et variées et sont également utilisées par certains poissons.

Le réseau trophique du Sine-Saloum repose principalement sur 2 bases : le « floccule » benthique (au sens de Whitfield 1980) formé par les débris organiques (provenant essentiellement de la mangrove et qui constitue un aliment à haute valeur nutritive du fait de sa forte teneur en protéines) et les microphytes constitués de phytoplancton, de phytobenthos et périphyton (Diouf 1996).

Parmi les 64 espèces de poissons de l'estuaire de Sine-Saloum pour lesquelles le régime alimentaire est connu qualitativement, 35 % consomment des débris. Les espèces qui consomment les débris représentent 84 % de l'effectif et 79 % de la biomasse de l'ensemble des poissons capturés par Diouf (1996). Les Ethmaloses et les autres clupéidés sont essentiellement planctophages filtreurs et les tilapias et les mullets sont iliophages à tendance détritivores (Charles-Dominique 1982 ; Blaber 1997). Ils se caractérisent par leur opportunisme alimentaire qui se traduit par un large spectre trophique (Albaret et Legendre 1985 ; Lévêque 1997).

Dorr *et al.* (1985) et Twilley (1985) ont indiqué que la faune piscicole complexe de la Gambie (la zone estuarienne) est dominée par les détritivores et ils ont observé des concentrations de poissons le long des berges de la rivière où la majorité des débris d'origine organique entre dans les rivières. La dominance de cette même guilda trophique a

été également observée au lac Nokoué par Adité et Winemiller (1995) et par Villanueva *et al.* (2003 ; En prep. b). D'une manière générale en effet, les poissons se concentrent là où les abris et les plus grandes concentrations de nourriture sont disponibles (Cury 1991).

Par ailleurs, cette forte contribution des détritiques à la chaîne alimentaire a été observée dans le Golfe de Paria situé entre Venezuela et Trinidad (Manickchand-Heileman *et al.* 2004). En revanche, la faible contribution des détritiques a été observée par Zetina-Rejón *et al.* (2003) dans la lagune complexe d'Huizache-Caimanero (Côte pacifique du Mexique) où le réseau trophique semble similaire à celui de la lagune Ébrié (Villanueva *et al.* 2003 ; En prep. b).

Paugy (1994) a indiqué que les omnivores généralistes qui présentent une certaine plasticité trophique ont de meilleures possibilités d'adaptation que les autres poissons. En conséquence, les espèces les plus opportunistes sont les mieux adaptées en cas de ressources limitées (Romer et Mclachlan 1986).

Parmi les facteurs biologiques conditionnant la structure trophique de nos écosystèmes, les résultats montrent que le plus important est l'abondance relative des producteurs primaires et des détritiques qui déterminent l'abondance des différents groupes de consommateurs primaires qui serviront de proies aux niveaux trophiques supérieurs et/ou qui supporteront la pêche (Pauly et Christensen 1995). Les bactéries associées aux détritiques peuvent également contribuer à l'augmentation de l'abondance des populations détritiques, notamment celle des Mugilidés (Albaret et Legendre, 1985 ; Alongi *et al.* 1993 ; Diouf 1996 ; Moore *et al.* 2004). L'importance de la production primaire a été notée par Albaret (1999) pour la lagune Ébrié ; elle est confirmée pour la Gambie et le Sine-Saloum (Albaret 1987 ; Dorr *et al.* 1985 ; Diouf 1996). Au lac Nokoué, par ailleurs, tout le fonctionnement de l'écosystème est basé sur les détritiques qui, en outre, constituent un substrat pour le développement des épiphytes et des abris pour les crustacés et les mollusques (Guiral *et al.* 1999). Globalement, l'importance de la production primaire pour soutenir les milieux aquatiques, et notamment la pêche, a été plusieurs fois soulignée (voir par exemple Pauly et Christensen 1995). Dans les autres milieux, et principalement en lagune Ébrié et au Sine-Saloum, il faut y ajouter le rôle d'abris pour les poissons et de stabilisation des sédiments principalement joué par les macrophytes. Ces derniers contribuent en outre largement au stock de détritiques (Guiral et N'da Etien 1994 ; Zetina-Rejón *et al.* 2003).

Caractériser l'intensité des interactions est essentiel dans la compréhension des propriétés des chaînes alimentaires et de la fragilité des écosystèmes (Christensen et Pauly 1997 ; Pahl-Wostl 1997 ; Shurin et Allen 2001). Les facteurs de stabilisation de la chaîne alimentaire sont, par exemple, la flexibilité des relations proies-prédateurs ainsi que la longueur des itinéraires trophiques entre les producteurs primaires et les prédateurs de sommet et la complexité des chaînes alimentaires aux niveaux trophiques intermédiaires (Field *et al.* 1989 ; Holt 1997 ; Walters *et al.* 1997 ; Bax 1998 ; Ryer et Olla 1998 ; Shurin et Allen 2001 ; Neutel *et al.* 2002).

Les travaux de Gnohossou (2002) ont révélé la dominance des rotifères dans les populations zooplanctoniques du lac Nokoué ; ceci serait en relation avec l'intense activité de pêche exercée sur les jeunes poissons zooplanctophages (Lalèyè *et al.* 2003c). Le faible

rendement écotrophique du zooplancton diminue les possibilités de transferts de la production primaire autotrophe vers les niveaux trophiques élevés. Ceci est compensé par le rôle joué de ce point de vue par les organismes benthiques, les Tilapias et les poissons plus ou moins détritivores. Ces rotifères peu consommés contribuent alors en grande partie au flux vers les détritus, observé au second niveau trophique. L'importance des organismes benthiques qui sont autant de proies des espèces zoophages dans le fonctionnement trophique de l'écosystème se trouve confirmée (Lauzanne 1978; de Sylva 1985 ; Durand *et al.* 1994).

Les perturbations dans les écosystèmes peuvent donc être amorties par des réarrangements structurels internes (Barett 1981 ; Plumstead 1990 ; Welcomme 1999). Caddy (1993) a mentionné une synchronisation des processus régulateurs, « top-down » et « bottom-up », en cas d'enrichissement minéral associé à une activité de pêche intense en mer. Selon certains auteurs, c'est le processus « bottom-up » qui domine en raison de l'abondance de juvéniles au sein d'une chaîne alimentaire courte (Heymans et Baird 1995). Il en est sans doute ainsi dans nos MEL et surtout au lac Nokoué. La flexibilité du régime alimentaire exprimée par un changement dans le choix des proies, à l'occasion d'un stress environnemental conduisant à l'extinction d'une source préférentielle de nourriture, amènerait indirectement des variations dans l'impact relatif des effets « bottom-up » et « top-down » sur le fonctionnement général de l'écosystème (Villanueva *et al.* En prep. b).

Même si la multiplicité des différents itinéraires trophiques peut conférer une flexibilité dans les chaînes trophiques, elle peut être aussi considérée comme un facteur de dispersion des interactions entre espèces qui pourrait contribuer à diminuer la stabilité lorsqu'il y a peu d'espèces généralistes (Pahl-Wostl 1997; Perez-España et Arreguín-Sánchez 1999).

#### **7.4. Un écosystème stable est-il simple ou complexe ?**

La stabilité d'un écosystème est l'absence de fluctuations face à une perturbation. Selon Pimm (1991), un écosystème stable est à la fois « persistant » résilient et résistant. La persistance fait référence aux faibles variations dans le temps des paramètres de toute nature caractérisant cet écosystème. Le terme de résilience recouvre la notion d'« élasticité » mais aussi de vitesse et de puissance de récupération d'un écosystème qui s'éloigne de l'équilibre (Kay 1991) alors que la résistance est la mesure de l'ampleur de la réaction après une modification. La vulnérabilité est le degré auquel un organisme ou un écosystème soumis à des conditions défavorables peut être affecté négativement (Carter *et al.* 1994). La « flexibilité » se réfère au degré de « manœuvrabilité » (Waggoner 1992).

Odum (1969) a défini 24 critères de maturité des écosystèmes et deux de ces derniers sont la stabilité d'un écosystème ainsi que la complexité qui sont souvent liées (Tilman et Downing 1994 ; Holling *et al.* 1995 ; Tilman 1996 ; 1999 ; Perez-España et Arreguín-Sánchez 1999). Connaissant la stabilité et la complexité d'un écosystème, il serait alors possible de prédire la façon dont il peut résister aux perturbations d'origine humaine ou non, et comment la biodiversité traduit la stabilité (Holling *et al.* 1995 ; Naeem et Li 1997 ; Edwards et Abivardi 1998 ; Perez-España et Arreguín-Sánchez 1999).



Du point de vue de l'évolution, les populations fragiles sont éliminées et les plus tolérantes demeurent et construisent un écosystème plus stable (Malgaref 1980). Odum (1969) indique que les écosystèmes peuvent développer une stabilité par paliers (« pulse stability ») ou de façon cyclique (« cyclical stability ») qui rend l'écosystème insensible aux perturbations physiques régulières, comme celles dues aux saisons, amenant des variations cycliques de niveau de maturité. Des transitions entre les états de maturité des écosystèmes ont été observées par Vega-Cendejas et Arreguín-Sánchez (2001) dans une lagune côtière du Mexique.

La résistance aux perturbations environnementales est augmentée par la construction d'interactions complexes et diverses entre les espèces qui persistent. Ce n'est toutefois pas le point de vue de May (1972) selon lequel les écosystèmes simples sont plus stables et résistants aux changements dus aux perturbations.

Dans notre cas, le Sine-Saloum et le lac Nokoué semblent abriter des espèces « généralistes » dans leur comportement alimentaire comme dans leur biologie (régime alimentaire omnivore, distribution ubiquiste) qui sont fortement interconnectées comme indiqué sur les figures 6.1 et 6.4. Ces connections interspécifiques très développées ont déjà été évoquées comme un facteur favorisant la résilience de l'écosystème. Nous avons observé, tout comme Perez-España et Arreguín-Sánchez (1999), que, même si un écosystème abrite un nombre élevé d'espèces et se trouve ainsi plus complexe, cela ne garantit pas sa stabilité. Au vu de nos résultats, l'estuaire de la Gambie et la lagune Ébrié sont des écosystèmes riches en espèces mais fragiles à cause des faibles interconnexions, faute d'espèces généralistes ou versatiles dans leurs exigences écologiques (habitat, stratégie de choix de leur nourriture) ou encore capables d'adaptation (Pauly 1976 ; Whitfield 1983 ; Cury 1991 ; Paugy 1994 ; Blaber 2000). En effet, la résilience dépend davantage de la « complexité » du réseau trophique (connectance et topologie du réseau trophique) que de la « complexité » uniquement liée à la biodiversité dans l'écosystème. Il est en effet admis qu'une connectance plus élevée permet de tolérer des perturbations sur un long laps de temps (Ulanowicz et Wulff 1991). Toutefois, un changement peut durer longtemps et ce changement peut être amplifié (mise en place d'une distribution homogène des flux grâce à l'abondance d'espèces sans spécialisation) retardant d'autant le retour de l'écosystème à son équilibre initial (Margalef 1969 ; Perez-España et Arreguín-Sánchez 1999).

Les détritiques se révèlent une source importante de nourriture pour soutenir les chaînes trophiques. Il sert de ressource compensatoire et alternative à la fois riche et toujours disponible (Odum et Heald 1972 ; de Sylva 1985 ; Whitfield 1983 ; Guiral *et al.* 1999 ; Moore *et al.* 2004). Selon Vasconcellos *et al.* (1997), les écosystèmes capables de recycler les détritiques présentent une résilience élevée car ils limitent les risques de pénurie des ressources et les détritiques contribuent à leur stabilité (i.e. Sine-Saloum et Nokoué). Le recyclage permet de maintenir une certaine redondance entre les itinéraires trophiques et éventuellement de rétablir des itinéraires trophiques préalablement coupés et de contribuer ainsi à la stabilité (Ulanowicz et Wulff 1991 ; Vasconcellos *et al.* 1997 ; Rosenfeld 2002). La redondance fonctionnelle des espèces dépend non seulement de la richesse spécifique mais aussi de l'abondance des diverses guildes (généralistes ou spécialistes) dans chaque groupe fonctionnel et du niveau de saturation de l'espace (Rosenfeld 2002).

Nos résultats nous montrent que la complexité est en partie seulement reliée à la stabilité car nous n'avons pas identifié de relation claire entre les deux.

### 7.5. La maturité : traduite-elle une stabilité ?

La maturité peut être définie de plusieurs manières. Comme mentionné précédemment, les écosystèmes immatures comme le Sine-Saloum et la lagune Ébrié présentent un rapport entre la production primaire et la respiration ( $PPT/RT$ ) supérieur à 1 (Tableau 7.1), ce qui indique un excédent de production par rapport à la respiration (Christensen 1995) tandis que pour la Gambie et le lac Nokoué, ce rapport est proche de 1 (Tableau 7.1). Selon ce critère, ces écosystèmes seraient donc proches de la maturité *sensu* Odum (Christensen 1995 ; Christensen et Walters 2004). Par ailleurs, un écosystème immature présente une valeur élevée de  $P/B$  total pour l'ensemble de l'écosystème. Effectivement, ce paramètre est plus élevé au Sine Saloum et en lagune Ébrié que dans les écosystèmes plus matures comme la Gambie et le lac Nokoué (Tableau 7.1). Le rapport entre la biomasse et les transferts totaux est, de façon caractéristique faible dans tous les écosystèmes sauf en Gambie (Tableau 7.1). Ceci peut également être en relation avec la présence d'individus de petites tailles, associée à une production primaire élevée. Par ailleurs, la diversité des espèces de poissons et des flux dépendant des détritux indique la maturité de la Gambie tout comme celle du lac Nokoué.

Cependant, pour cette étude, nous avons aussi adopté les concepts de Ulanowicz (1986) et aussi de Christensen (1994 ; 1995), où les entrées, les sorties et les interactions sont organisées de façon à permettre des unités de flux (« flowbits ») participant efficacement aux activités auto catalytiques du système. Ces dernières, comme définies par Ulanowicz (1997), sont des processus de concaténations cycliques où chaque membre a une propension à faciliter l'activité et la solidité du lien, menant par la suite à une « self-stimulation » du système. Ces boucles, cependant, dépendent de la « chance » (c.-à-d. l'intensité du lien) et des variations dans les éléments ou les processus biotiques. De tels processus indéterminés mènent à une forme de pression quant aux choix possibles des liens que l'ensemble de l'écosystème exerce sur ses composants.

En présence de stress, la capacité du système à récupérer ou à s'adapter dépend de son niveau de stabilité. En l'absence de perturbation, les tendances naturelles des éléments de système sont d'augmenter son ascendance (Odum 1969). Ulanowicz (1986) a considéré que la réserve en énergie ( $\emptyset$ ) joue un rôle significatif dans l'évolution et la viabilité puisqu'elle agit en tant qu'amortisseur de la perturbation. Il a divisé cet index en 4 composants : incertitudes associées aux entrées (« input-associated uncertainties »), incertitudes associées aux sorties (« output-associated uncertainties »), incertitudes associées à la respiration (« respiration-associated uncertainties ») et redondance des itinéraires trophiques (« pathway redundancy »). De ces composants, la redondance des itinéraires trophiques est considérée comme indicatrice de stress, car les itinéraires superflus peuvent représenter les adaptations d'un système à un stress donné, indiquant de ce fait que la réserve d'énergie du système peut être une bonne mesure de sa stabilité (Christensen 1995 ; Ulanowicz 1997).

**Tableau 7.1.** Quelques critères du développement d'un écosystème, *sensu* Odum (1969). Valeurs estimées par Ecopath indiquant le niveau de maturité des quatre écosystèmes. En gras valeurs traduisant une maturité plus élevée dans ce(s) milieu(x) que dans les autres.

Critères	Écosystème en développement	Écosystème à maturité	Ecopath	Sine-Saloum	Gambie	Ébrié	Nokoué	
<i>Énergétique de la communauté</i>								
1	Production/Respiration (P/R ratio)	Supérieur ou inférieur de 1	Proche de 1	<i>PPT/RT</i>	5,525	<b>1,124</b>	5,155	<b>1,126</b>
2	Production primaire/Biomasse (P/B ratio)	Élevée	Faible	<i>PPT/BT</i>	45,278	<b>13,834</b>	41,596	23,788
3	Biomasse/transferts totaux du système	Faible	Élevée	<i>BT/TTS</i>	0,009	<b>0,021</b>	0,010	0,009
4	Production nette (ou rendement)	Élevée	Faible	<i>PNS</i>	9 677,043	<b>81,547</b>	2 119,768	1 327,430
5	Chaînes trophiques principalement	Linéaires, base de broutage	En réseau, surtout avec des, détritrus	<i>IC</i>	<b>0,245</b>	0,192	0,191	<b>0,266</b>
<i>Structure de la communauté</i>								
6	Matière organique totale	Peu abondante	Abondante (proche de 1)	<i>BT/FTDET</i>	0,024	<b>0,101</b>	0,026	0,024
<i>Traits de la vie</i>								
12	Niche écologique	Large	Étroit	<i>IO</i>	0,137	<b>0,152</b>	0,145	<b>0,156</b>
14	Cycles vitaux	Courts, simples	Longs, complexes	<i>PT/BT</i>	37,083	<b>1,527</b>	34,486	<b>2,670</b>
<i>Cycle nutritif</i>								
15	Cycles minéraux	Ouverts	Fermés	<i>IF</i>	2,680	14,990	2,57	34,000
17	Rôle des détritrus dans la régénération nutritive	Faible importance	Important	<i>CTD/CT</i>	0,226	0,314	0,244	<b>0,746</b>
<i>Pression de sélection</i>								
18	Type de croissance	« r »	« K »	<i>TB/TTS</i>	0,009	<b>0,021</b>	0,010	0,009
<i>Homéostasie globale</i>								
21	Conservation des éléments minéraux	Faible	Bonne	<i>IF</i>	2,680	14,990	2,57	34,000
22	Stabilité (résistance aux perturbations externes)	Faible	Bonne	∅	62,5	76,9	66,0	79,8
24	Information	Faible	Élevée	<i>A</i>	37,5	23,1	34,0	<b>20,8</b>

*PPT/RT*: Rapport production primaire totale/respiration du système; *PPT/BT*: Rapport production primaire totale/biomasse totale; *TB/TTS*: Rapport biomasse totale/transferts totaux du système; *PNS*: Production nette du système; *IC*: Indice de connectance; *IO*: Indice d'omnivorie; *PT/BT*: Production totale/Biomasse totale; *IF*: Indice de Finn (ou recyclage); *A*: Ascendance; ∅: Énergie en réserve; *RT/BT*: Rapport respiration totale/biomasse totale; *BT/FTDET*: Rapport biomasse totale/flux total vers les détritrus; *CTD/CT*: Rapport consommation totale des détritrus/consommation totale.

L'énergie en réserve du Lac Nokoué (Tableau 7.1) est très proche de celle de la Gambie en raison de la conservation des éléments minéraux et du rôle important des détritiques dans la régénération nutritive. Ceci permet l'adaptation de ce milieu face à sa dégradation et à sa surexploitation. Dans des modèles trophiques, Baird et Ulanowicz (1993), ont constaté que IF élevé n'était pas un indicateur de maturité mais de stress à la faveur duquel les chaînes alimentaires raccourcissent, entraînant un recyclage plus rapide de la matière pour faire face aux perturbations. Pour Ulanowicz et Wulff (1994), également, le recyclage révèle un stress dont l'intensité est traduite par l'augmentation du recyclage dans les systèmes perturbés.

Christensen (1995) a indiqué que la stabilité d'un écosystème est généralement liée à sa maturité et que l'ascendance relative ( $A/C$ ) est un bon indice pour comparer la maturité de différents systèmes. Selon nos études, le Gambie présente le plus de caractéristiques d'un écosystème mature et, par conséquent, il serait le plus stable parmi les écosystèmes étudiés (Tableau 7.1). Si nous considérons l'« ascendancy » relative ( $A/C$ ), le lac Nokoué (0,202) semble le plus mature suivi par la Gambie (0,231) et surtout par rapport de Sine-Saloum et d'Ébrié (Tableau 6.11).

Salthe (2003) a donné une explication sur la dynamique de l'information ou « infodynamique », une perspective qui vivifie la théorie de l'information par les voies de la thermodynamique et qui en fait un cadre pour le développement dans l'écologie. Selon cet auteur, les systèmes dynamiques grandissent car ils sont en relation avec des gradients d'énergie, parmi lesquels certains demeurent inassimilés (i.e. « exergy »), et sont transférés vers ces systèmes et régissent les flux d'énergie qui résultent de ces gradients. Les systèmes immatures grossissent rapidement puisque les freins à leur croissance sont encore absents. L'acquisition d'Information diminue au fur et à mesure que le système gagne en maturité. Un système biologique éloigné de son état d'équilibre s'adapte en s'organisant de façon à réduire le ou les effet/s du gradient énergétique qu'il reçoit et il augmente ainsi sa dissipation totale d'énergie (Toussaint et Schneider 1998). Cependant, en cas d'excès d'information, la croissance est arrêtée car l'information se trouve accumulée jusqu'à une saturation qui ne permet plus la croissance. Ceci conduit alors à un excès de connections qui produit lui-même un déficit de connections, avec un certain délai, ainsi qu'à un renforcement des tendances naturelles du système à affaiblir sa flexibilité en présence de perturbations. L'approche de Salthe (2003) permet de différencier un système immature d'un mature. Il note aussi que les systèmes deviennent de plus en plus complexes, en l'absence même d'une croissance de leur biomasse, et deviennent également métastables en raison du déclin des transferts internes d'énergie et de la baisse de leur flexibilité, atteignant ainsi un état de sénescence (Figure 7.1).

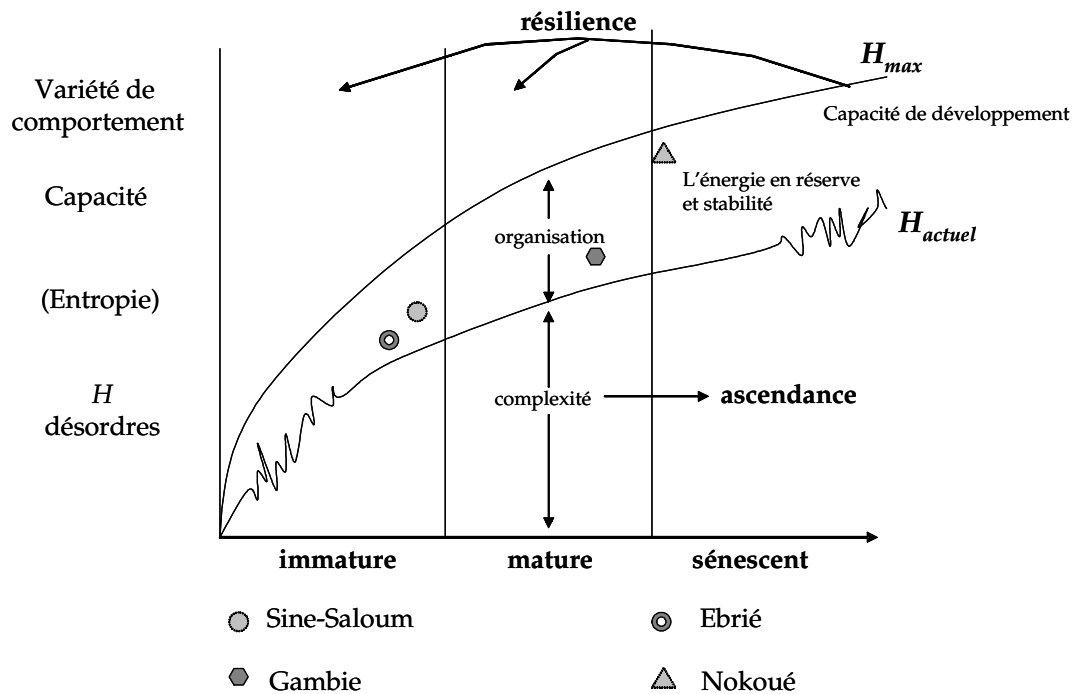
Sur la figure (7.1), nous avons cherché à positionner nos quatre écosystèmes selon leur niveau de maturité. La Gambie et la lagune Ébrié semblent pouvoir être considérés respectivement comme mature et immature. En revanche, le Sine-Saloum et le lac Nokoué, sont plus difficiles à caractériser. Au lac Nokoué quelques critères cités par Odum (1969) comme indicateurs de maturité (i.e. niche écologique principalement détritivore, rôle des détritiques très important, bonne résistance aux perturbations, etc.) font considérer ce milieu

comme mature, tandis que d'autres critères sont plutôt indicatifs de faible maturité (voir critères 2, 3, 4, 6, 18 et 24 dans le tableau 7.1) par comparaison avec les autres milieux. Nous constatons que ces signes d'immaturité sont dus à la présence des « acadjas » qui ont considérablement modifié la structure de l'écosystème et ses possibilités de croissance (*sensu* Salthe) qui sont réduites. Ceci nous amène à penser que le lac Nokoué aurait atteint une certaine sénescence. Ceci est corroboré par la faible valeur de l'ascendance, indicatrice d'une croissance limitée par comparaison avec celles des systèmes moins matures (Sine-Saloum et Ébrié). Si nous suivons l'indication de Baird et Ulanowicz (1993) disant que l'*IF* est un signe du niveau de perturbations, nous remarquons que c'est au lac Nokoué que le stress est le plus élevé. La valeur d'*IF* de la Gambie, plus élevée qu'au Sine-Saloum et en lagune Ébrié peut être due au stress lié aux variations saisonnières comme remarqué dans le chapitre 5. Nous constatons que le niveau de stabilité est encore fort en Gambie en relation avec sa réserve d'énergie élevée pour un milieu considéré plutôt non stressé (Albaret *et al.* 2004 ; Laë *et al.* 2004 ; Panfili *et al.* 2004 ; Vidy *et al.* 2004) contrairement au Nokoué où la réserve d'énergie, pourtant la plus élevée, peut être plutôt attribuée à la forte re-minéralisation des matières organiques et à la contribution importante du détritus à la chaîne trophique. Au sujet du Sine-Saloum, nous constatons, qu'il s'agit d'un système en cours de développement si l'on se réfère aux indices obtenus, et comparés à ceux des autres milieux.

Selon nos estimations, la lagune Ébrié semble l'écosystème le moins stressé et le moins mature, elle est peut-être même immature (Figure 7.1). Le Sine-saloum montre plus des signes de maturité que la lagune Ébrié ; pourtant la sécheresse a été citée plusieurs fois comme un facteur pénalisant le fonctionnement des organismes de ce milieu. Toutefois, les valeurs faibles d'*IF* du Sine-Saloum comme de la lagune Ébrié indiquent un faible niveau de perturbation. Est-il possible que ce système ait dépassé son niveau maximal d'adaptation ( $H_{max}$ ), à l'occasion de l'hyper salinité de ces trente dernières années, et que, grâce à sa résilience, il ait pu revenir, à un stade de moindre maturité ? En pareil cas, il serait de nouveau en cours de développement, dans ces conditions d'hyper salinité qui ne devraient plus être considérées comme un stress. Dans d'autres milieux en effet, l'hyper salinité est perçue comme un facteur de conservation des habitats et de la biodiversité (Gordon 2000).

## 7.6. Conclusions et perspectives

Les milieux aquatiques (MEL) sont des ensembles complexes, fragiles, divers et régis par des lois physicochimiques précises. Les organismes qui les colonisent vivent en équilibre instable et en dépendent totalement. Les quatre écosystèmes considérés sont caractérisés par des variations de l'activité des pêcheurs, de la production exploitée et de la composition de cette dernière. Les espèces les plus tolérantes s'adaptent à l'entrée d'une substance exogène ou à une modification des paramètres physico-chimiques. Les processus d'adaptation sont spécifiques dans chaque milieu qui offre son propre « préférendum biotique » (conditions optimales) assurant au mieux le fonctionnement biologique et physiologique de ses composants.



**Figure 7.1.** Courbes théorétiques pour les systèmes en développement. Les termes en ordonnées sont divers états des désordres,  $H$ .  $H_{max}$  est la variété maximale du comportement d'un système, y compris les états pathologiques et non fonctionnels.  $H_{actuel}$  est la variété caractéristique du comportement d'un système ainsi que la limite imposée sur  $H_{max}$  par son organisation.  $H_{actuel}$  est également la mesure de la complexité d'un système et contribue à l'accumulation de l'ascendance (sensu Ulanowicz). La distance entre les courbes est la capacité pour le développement tandis que la résilience exprime les possibilités de « rajeunissement » d'un système perturbé déjà sénescence (Adopté sur Salthe 2003). Les signes suggèrent la position possible des 4 écosystèmes sur ce graphique.

De fortes interactions entre espèces semblent être une forme de stabilité des écosystèmes (Neutel *et al.* 2002) et les ajustements dans les stratégies écologiques sont des tactiques de persistance pour profiter des conditions actuelles (Cury 1991). Il en est ainsi des changements de stratégie alimentaire en fonction des ressources disponibles, elles-mêmes influencées par les conditions environnementales. De telles modifications, indépendamment de celles liées aux changements ontogéniques du régime alimentaire, peuvent être considérées comme des mesures adaptatives. La plasticité du régime alimentaire est essentielle pour la survie dans les MEL car un organisme doit pouvoir exploiter la ressource la plus abondante à un moment donné (Whitfield 1990 ; King 1993 ; Paugy 1994 ; Gismervil et Andersen 1997 ; Blaber 2000 ; Moore *et al.* 2004).

Nous avons observé que la réponse de chaque écosystème est différente. Dans certains cas, il peut s'agir d'une auto-régulation (« self-regulation » *sensu* Gafiychuk et Ulanowicz 1996) où les interférences extérieures sont absorbées localement avec une dissipation minimale d'énergie. Ceci indique un système qui peut s'adapter jusqu'à une certaine limite à un stress donné. En cas de modification importante de l'environnement, quelques modes d'accommodation sont irrémédiablement perdus et la régulation agit de

façon à augmenter autant que possible l'ascendance. En cas de relatif isolement avec une réponse adaptative sous forme d'un développement semi autonome, un système parvient à s'harmoniser progressivement avec son environnement.

Il est très difficile de qualifier l'état de maturité d'un MEL. Les MEL, spécialement ceux associés aux mangroves, présentent une combinaison de traits de maturité et d'immaturité : productivité élevée, forte biomasse et diversité élevée des espèces. Cela coïncide avec le concept de Malgalef (1963) pour qui « *un écosystème mature peut être classé comme ayant un état d'équilibre, une haute diversité, la totalité des niches écologiques occupées et où tout élément de matière ou d'énergie est plusieurs fois employé à l'intérieur de l'écosystème, rien n'étant laissé ni exporté* ».

Nous avons comparé les 4 écosystèmes en décrivant l'état de chaque milieu à un instant donné mais sans pouvoir nous référer à une époque plus ancienne pour évaluer si depuis lors, ces milieux se sont améliorés, ont gagné en maturité et s'ils sont encore susceptibles d'adaptation. Ce dernier élément est important du point de vue de l'aménagement. De façon purement spéculative, il est possible d'admettre que le lac Nokoué, dont nous pensons qu'actuellement il présente un état de sénescence avait un degré de maturité élevé lors des observations rapportées par Welcomme (1999) qui se basait sur des données des années 70. La présence de perturbations peut être détectée quand il existe quelques espèces dominantes présentant un niveau de productivité élevé et lorsque le niveau de surplus de production est atteint, c'est-à-dire lorsque la production dépasse ce qui peut être utilisé par les autres composants, ce qui amènerait la fin de ce processus de surproduction (Caddy 1993). Si un tel facteur de perturbation perdure, l'écosystème considéré par ailleurs comme mature présentera également des signes d'immaturité, ce qui semble être le cas du lac Nokoué. De même, nous avons mentionné que le Sine-Saloum a pu être mature avant les sécheresses sahéliennes et soit en ce moment en cours de développement.

La continuation logique du présent travail doit s'opérer dans plusieurs directions : Notre connaissance sur le plancton des eaux saumâtres tropicale est souvent limitée même si son abondance conditionne de nombreux déplacements trophiques d'espèces herbivores ou microphages-planctonophages attirées par cette nourriture. Le plancton est plus stable quand les courants sont moins violents. Les détritivores ou herbivores sont attirés par les éléments en décomposition de la forêt de palétuviers ou par les herbiers dont ils se nourrissent ; puis ces espèces attirent les poissons carnivores euryhalins qui les recherchent.

L'application du concept de métapopulation incite à prendre en considération les impacts des cycles des nutriments sur la productivité primaire, les mouvements et la diversité des espèces, les habitats physiques et les flux trophiques ainsi que la dimension spatiale des processus tels que sédimentation de détrit, recyclage des éléments minéraux et mouvements des organismes biologiques présents. Dans ces types de milieu, en effet, une approche méta écologique s'impose vu l'instabilité des composants abiotiques et biologiques du milieu, y compris les activités humaines (Fields *et al.* 1989 ; Cury 1991; Loreau *et al.* 2003), mais aussi des milieux adjacents (Cousins 1985 ; Blaber 2000). Cela paraît d'autant plus

important dans une perspective d'aménagement et de conservation (Edwards et Abivardi 1998).

Il sera nécessaire d'évaluer la pression environnementale opérée sur les communautés de poissons en tenant compte du caractère saisonnier des facteurs du milieu et de savoir dans quelle mesure la structure des peuplements est altérée lors de ces changements par rapport aux périodes de stabilité des écosystèmes. Ceci peut être approché par l'emploi des SOM ou des indices DAP et SEP non plus sur des séries de données géographiques mais sur des séries temporelles. Les données disponibles sur le lac Nokoué en particulier devraient permettre rapidement une telle approche.

Notre étude n'a pas abordé les réactions ou la tolérance des espèces à des perturbations particulières mais seulement la façon dont ces écosystèmes assurent leur stabilité grâce à la structure et au comportement des communautés vivantes. Une limite de cette étude est l'impossibilité de simuler ou de prédire les modifications des structures ni leur dynamique trophique notamment sous l'action des changements de disponibilité de proies résultant de perturbations environnementales.

Les variations de l'activité de pêche ainsi que celles de l'abondance des espèces cibles ont-elles une influence sur la maturité des écosystèmes ? Sont-elles plus fortement ressenties par des écosystèmes matures que par les autres ? Nos écosystèmes seraient-ils passés dans les années écoulées par des phases de maturité suivie d'immaturité sous le simple effet de la pêche et non des perturbations environnementales ? Un écosystème mature est-il plus résilient face à l'effort de pêche qu'un écosystème immature ? Quelle est l'interaction possible entre maturité et stabilité lorsque cette dernière est altérée par la pêche et non par les conditions environnementales ? Il est difficile de se prononcer sans disposer de séries temporelles de données simultanées sur les pêches elles-mêmes et le milieu (biodiversité, abondance et biologie des différents groupes clefs du fonctionnement des écosystèmes). Des éléments de réponse peuvent être apportés à condition de considérer les espèces cibles privilégiées et leur place dans la chaîne trophique. Il est sans doute possible d'aborder ces questions à l'aide d'Ecosim (Walters *et al.* 1997).

Il nous faut aussi vérifier la stabilité des écosystèmes face à des variations des pressions, matérialisées par exemple par une augmentation de l'effort de pêche ciblée spécifiquement sur les pêches individuelles, puis collectives puis les deux simultanément ou en employant les fonctions forçantes écologique (Walters *et al.* 1997 ; 2000) pour évaluer de façon prudente les variations possibles de production et de biomasse des différents groupes face, par exemple à une diminution de la production primaire (Walters *et al.* 2000). Les modèles que nous avons produits seront des outils efficaces pour ces analyses.

Une étape importante sera également la prise en compte des variations spatiales du peuplement en ayant recours à Ecospace (Walters *et al.* 1999) en identifiant les habitats à prendre en considération de façon spécifique tels que définis par les analyses statistiques : zone sur salée, zone en contact avec l'estuaire, zones de « bolongs », cours inférieur du Saloum dans le cas du Sine-Saloum ; zone d'influence, continentale, estuarienne, et marine en Gambie et au lac Nokoué, zone d'amplitude variable des variations saisonnières de salinité en lagune Ébrié. Cela suppose éventuellement de fractionner les groupes préexistants



et d'affecter aux sous-groupes ainsi obtenus des habitats adéquats (Walters *et al.* 1999 ; Pauly *et al.* 2000). Il est vraisemblable que l'on mette ainsi en évidence des réseaux trophiques de complexité variable selon les habitats et que l'on approche mieux les compétitions alimentaires, certaines se révélant réduites à la faveur d'une meilleure perception des relations entre l'habitat et le réseau trophique associé (Pet et Piet 1993).

Nous gagnerions en précision dans l'élaboration des modèles car, dans la définition du régime alimentaire, les probabilités de rencontre entre les proies et leurs prédateurs pourraient être mieux définies qu'elles n'ont pu l'être dans le contexte de la présente étude.

Enfin, les communautés humaines riveraines de ces milieux estuariens et lagunaires Ouest africains ne doivent pas être oubliées. L'amélioration de leurs conditions de vie est en fait le but ultime du projet RAP de l'IRD, comme du projet de recherche achevé récemment sur le lac Nokoué (CAMPUS). En tout premier lieu, il faut pouvoir élaborer pour les pêcheurs des schémas d'exploitation qui assurent des rendements durables, dans des conditions économiques acceptables tout en assurant la préservation de la biodiversité de ces milieux. Ecopath dispose de sous-routines incluses dans écologique (Walters *et al.* 1997), permettant de simuler les incidences économiques et environnementales d'efforts de pêche prédéfinis (Christensen *et al.* 2000 ; Christensen et Walters 2004). La connaissance, même partielle, de ces milieux, acquise à la faveur de la présente étude venant elle-même après plusieurs années de collecte d'informations de terrain pourra contribuer à atteindre ce but. Mais cette réponse, nécessaire, n'est pas suffisante car ce sont les pressions sur l'environnement lui-même qu'il faut contribuer à atténuer, principalement bien sûr celles d'origine anthropique directe ou indirecte : déforestation et apports associés d'alluvions, processus de comblement comme celui observé à Nokoué, pollutions de toutes natures liées à la présence de zones urbanisées et industrialisées, communications avec la mer entravée, etc. À l'échelle de la sous région, on ne peut que souhaiter que cesse le déficit pluviométrique chronique des trente dernières années. Mais ceci suscite une autre polémique. La déforestation favorise-t-elle le déficit pluviométrique ou sont-ce plutôt les carences des pluies qui augmentent les effets dévastateurs sur le couvert végétal des prélèvements toujours croissants exercés par l'homme ? Cette problématique n'est pas si éloignée de la nôtre qu'il pourrait y paraître en première analyse car les MEL Ouest africains ont subi indirectement les effets de cette altération des conditions climatiques. Nous avons, pour notre part, tenté d'apporter des éléments de réponse ou au moins de montrer une des voies à suivre dans l'approche des impacts environnementaux, y compris ceux liés directement aux activités humaines, sur les milieux estuariens et lagunaires. Nous espérons avoir, même modestement, contribué à l'avancée des projets sur ce sujet.



La force des poissons c'est l'eau.

*Mohiss 1994*

## Bibliographie

---

- Abarca-Arenas, L. G. & E. Valero-Pacheco. 1993. Towards a trophic model of Tamiahua, a coastal lagoon in Mexico, p. 181-185. In V. Christensen & D. Pauly (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, Op. cit.
- Adité, A. 2003. The mangrove fishes in the Benin estuarine system (Benin, West Africa): diversity degradation and management implications. Actes de la conférence, The Second Large Rivers Symposium, 11 -14 Février 2003, Phnom-Penh, Cambodge, 25 p.
- Adité, A. & R. Van Thielen. 1995. Ecology and fish catches in natural lakes of Benin, West Africa. *Environmental Biology of Fish* **43** : 381-391.
- Adité, A. & K. O. Winemiller. 1997. Trophic ecology and ecomorphology of fish assemblages in coastal lakes of Benin, West Africa. *Ecoscience* **4** (1) : 16-23.
- Adounvo, U., P. Lalèyè, A. Dauta & J. Moreau. 2003. Facteurs écologiques et production halieutique d'une lagune Ouest africaine: le lac Nokoué au Bénin. Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)-Bénin. (Proceedings in press in 'Studies in Afrotropical Zoology', 2005 - Belgium).
- Aglingo, C. A. 1998. Production de poissons dans les « acadjas » du lac Nokoué et de la lagune de Porto-Novo en république du Bénin: Situation actuelle et perspectives pour une gestion rationnelle. Mémoire du Diplôme d'Études Spécialisées, Université de Liège, Belgique, 64 p + annexes (24p).
- Aguilar Ibarra, A. 2004. Les peuplements de poissons comme outil pour la gestion de la qualité environnemental du réseau hydrographique de la Garonne. *Thèse de Doctorat*, I. N. P./École Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse, France, 178 p.
- Albaret, J.-J. 1987. Les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **20** : 291-310.
- Albaret, J.-J. 1994. Les poissons: Biologie et peuplements, pp 239-273. In J.-R. Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Albaret, J.-J. 1999. Les peuplements des estuaires et des lagunes, pp. 325-349. In C. Lévêque & D. Paugy (Eds.), *Les poissons des eaux continentales africaines: diversité, écologie, utilisation par l'homme*. Éditions de l'IRD, Paris.
- Albaret, J.-J. & P. S. Diouf. 1994. Diversité des poissons des lagunes et des estuaires ouest africains. In G. Teugels, J. F. Guegan & J.-J. Albaret (Eds.), *Diversité biologique des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique. Annales du Muséum Royal d'Afrique Centrale, Zoologie*, **275** : 165-177.
- Albaret, J.-J. & J.-M. Écoutin. 1989. Communication mer-lagune: impact d'une réouverture sur l'ichthyofaune de la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **22** (1) : 71-81.
- Albaret, J.-J. & J.-M. Écoutin. 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** : 557-583.
- Albaret, J.-J. & M. Legendre. 1985. Biologie et écologie des Mugilidae en lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). Intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **18** (4) : 281-303.
- Albaret, J.-J., M. Simier, F. S. Darboe, J.-M. Écoutin, J. Raffray & L. Tito de Morais. 2004. Fish diversity and distribution in the Gambia Estuary, West Africa, in relation to environmental variables. *Aquatic Living Resources* **17** : 35-46.

- Alhoniemi, E., J. Himberg, J. Parhankangas & J. Vesanto. 2000. Som toolbox. Disponible à <http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox/>.
- Allen, K. R. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **28** : 1573-1581.
- Alongi, D. M., P. Christoffersen & F. Tirendi. 1993. The influence of forest type on microbial-nutrient relationships in tropical mangrove sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **171** : 201- 223.
- Angermeier, P. L. & R. A. Smogor. 1995. Estimating number of species relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52** : 936-949.
- Angermeier, P. L. & M. R. Winston. 1998. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology* **79** : 911-927.
- Anyangwa, T. A. 1991. Aspects of the biology and ecology of the family Clupeidae in the coastal waters of Sierra Leone. Institute of Marine Biology and Oceanography, Fourah Bay College, University of Sierra Leone, Freetown. 191 p. M.S. thesis.
- Arfi, R., G. Champalbert & G. Patriti. 1981. Plankton system and urban pollution: an aspect of zooplankton populations. *Marine Biology* **6** (2-3) : 133-141.
- Arreguín-Sánchez, F. & E. A. Chávez. 1995. An investigation of the trophic role of three pelagic fishes in a tropical coastal ecosystem of the Western Gulf of Mexico using Ecopath II model. *Sciencia Marina* **59** : 307-315.
- Arreguín-Sánchez, F., J. C. Seijo & E. Valero-Pacheco. 1993a. An application of ECOPATH II to the north continental shelf ecosystem of Yucatan, Mexico, p. 269-278. In V. Christensen & D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, Op. cit.
- Arreguín-Sánchez, E. Valero-Pacheco & E. A. Chávez. 1993b. A trophic box model of the coastal fish communities of the southern Gulf of Mexico, pp 197-213. In V. Christensen & D. Pauly (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, Op. cit.
- Ba, B. 2001. Cellule d'étude et de planification (CEP), Note de Conjuncture, Ministère de la Pêche, Sénégal, **1** : 7p.
- Bainbridge, V. 1963. The food, feeding habits and distribution of the Bonga *Ethmalosa dorsalis* (Cuvier & Valenciennes). *Journal Conseil International pour l'exploration de la Mer*, **28** : 270-284.
- Baird, D. & R.E. Ulanowicz. 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecological Monographs* **59** (4) : 329-364.
- Baird, D., J. M. Glade & R. E. Ulanowicz. 1991. The comparative ecology of six marine ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.*, **333** : 15-29.
- Baird, D. & R. E. Ulanowicz. 1993. Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Marine Ecology Progress Series* **99** : 221-237.
- Baldó, F. & P. Drake. 2002. A multivariate approach to the feeding of small fishes in the Guadalquivir Estuary. *Journal of Fish Biology* **61** (Supp. A.) : 21-32.
- Banse, K. & S. Mosher. 1980. Adult body mass and annual production/biomass of field populations. *Ecological Monographs* **50** (3) : 335-379.
- Baran, E. 1995. Dynamique spatio-temporelle des peuplements de poissons estuariens en Guinée. Relations avec le milieu abiotique. ORSTOM, Paris, *Travaux et Documents Microfichés* no. **142**, 236 p.
- Baran, E. 1999. Rôle des estuaires vis-&-vis de la ressource halieutique côtière en Guinée, pp. 137-157. In F. Domain, P. Chavance & A. Diallo (Eds.), *La Pêche Côtière en Guinée : ressources et exploitation*. Op. cit.

- Baran, E. 2000. Biodiversity of estuarine fish faunas in West Africa. *Naga, The ICLARM Quarterly* **23** (4) : 4-9.
- Baran, E. & J. Hambrey. 1998. Mangrove conservation and coastal management in Southeast Asia: what impact on fishery resources? *Marine Pollution Bulletin* **37** (8-12) : 431-440.
- Barett, G. W. 1981. Stress ecology: an integrative approach, pp 3-12. In G. W. Barett & R. Rosenberg (Eds.), *Stress effects on natural ecosystems*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Barletta-Bergana A., M. Barletta & U. Saint-Paul. 2002. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology* **61** (Supp. A) : 33-51.
- Barousseau, J.-P., E. H. S. Diop & J. L. Saos. 1985. Evidence of dynamics reversal in tropical estuaries, geomorphological and sedimentological consequences (Saloum and Casamance rivers, Sénégal). *Sedimentology* **32** : 543-552.
- Barousseau, J.-P., M. Bâ & S. Diop. 1999. L'environnement physique, pp 33-61. In M.-C. Cormier -Salem (Ed.), *Rivières du sud : Sociétés et mangroves ouest-africaines* Vol. 1. Op. cit.
- Bax, N. J. 1998. The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES Journal of Marine Science* **55** : 997-1030.
- Berry, T. D., R. A. Moll & G. L. Krausse. 1985. Physical and chemical environment of the Gambia river, West Africa (1983-1984) *Great lakes and marine waters center. International programs report No. 9*. The University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 194 p.
- Bert, A. & J. M. Écoutin. 1982. Relations longueur-poids de 43 espèces de poissons capturées dans les lagunes ivoiriennes. Archives Scientifiques. *Centre de Recherches Océanographiques d'Abidjan (CIV)*, **8** (1) : 30 p.
- Bertalanffy, L. von. 1938. A quantitative theory of organic growth, *Human Biology* **10** (2) : 181-213.
- Beverton, R. J. H. & S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Chapman and Hall, London, 533 p. Facsimile reprint 1993.
- Binet, D. 1978. Analyse globale des populations de copépodes pélagiques du plateau continental ivoirien. *Cahier d'ORSTOM Série Océanographie* **16** (1) : 19-61.
- Binet, D., L. Le Reste & P. S. Diouf. 1995. The Influence of runoff and fluvial outflow on the ecosystems and living resources of West African coastal waters. *FAO Fisheries Technical Papers*. FAO Fisheries Department, Rome, Italy, **349** : 89-118.
- Blaber, S. J. M. 1986. Feeding selectivity of a guild of piscivorous fish in mangrove areas of north-west Australia. *Australian Journal of Marine Freshwater Research* **37** : 329-336.
- Blaber, S. J. M. 1997. Fish and fisheries of tropical estuaries. Chapman and Hall, London, 367 pp.
- Blaber, S. J. M. 2000. Tropical estuarine fishes: Ecology, exploitation and conservation. Blackwell Science Ltd., Oxford, 372 p.
- Blaber, S. J. M. 2002. Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* **62** (supplement A) : 1-20.
- Blaber, S. J. M. & T. G. Blaber. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* **17** : 143-162.
- Blanc, L., C. Aliaume, A. Zerbi & G. Lasserre. 2001. Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environment: an example in the tropics. *Life Sciences* **324** : 635-646.
- Blay, J. 1995. Food and diel feeding periodicity of juvenile sicklefin mullet, *Liza falcipinnis* (Mugilidae) in a closed tropical lagoon. *Cybium* **19** (4) : 325-332.
- Blay, J. Jr. & K. N. Eyeson. 1982. Feeding activity and food habits of the shad, *Ethmalosa fimbriata* (Bodwich), in the coastal waters of Cape Coast, Ghana. *Journal of Fish Biology* **21** : 403-410.
- Bœuf, G. & P. Payan. 2001. How should salinity influence fish growth? *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **130** : 411-423.

- Boesch, D. F. & R. Rosenberg. 1981. Response to stress in marine benthic communities, pp 179-200. In G. W. Barrett & R. Rosenberg (Eds.), *Stress effects on natural ecosystems*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Bouso, T. 1991. Exploitation des stocks dans « l'estuaire » et les bolongs du Sine-Saloum: Évolution depuis 20 ans. *Document Scientifique. Institut Sénégalais de Recherche Agricoles (ISRA) et Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT)*, Sénégal, 29 p.
- Bouso, T. 1994. Ressources halieutiques et système d'exploitation dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal). *Document scientifique. Institut Sénégalais de Recherche Agronomiques (ISRA) et Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT)*, Sénégal, 24 p.
- Bouso, T. 1996. La pêche artisanale dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal): Approches typologiques des systèmes d'exploitation. Thèse de doctorat. Université de Montpellier II, France, 293 p.
- Brander, K. & D. Palmer. 1985. Growth rate of *Raja clavata* in the north east Irish Sea. *J. Cons. CIEM*, **42** : 125-128.
- Brando, V.E., R. Ceccarelli, S. Libralato & G. Ravagnan. 2004. Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. *Ecological Modelling* **172** : 213-232.
- Brosse, S., J. F. Guégan, J. N. Tourenq & S. Lek. 1999. The use of artificial neural networks to assess fish abundance and spatial occupancy in the littoral zone of a mesotrophic lake. *Ecological Modelling* **120** : 229-311.
- Brosse, S., J. L. Giraudel & S. Lek. 2001a. Utilisation of non-supervised neural networks and principal components analysis to study fish assemblages. *Ecological Modelling* **146** : 159-166.
- Brosse, S., S. Lek & C. R. Townsend. 2001b. Abundance, diversity and structure of freshwater invertebrates and fish communities : an artificial neural network approach. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **35** : 134-145.
- Browder, J. A. 1993. A pilot model of the gulf of Mexico Continental Shelf, p. 279-284. In V. Christensen & D. Pauly (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, Op. cit.
- Burgis, M. J. & J. J. Symoens. 1987. African wetlands and shallow water bodies. Travaux et Documents de l'ORSTOM. Publication ORSTOM, Bondy, France, **210** : 650 p.
- Burton, I. 1997. Vulnerability and adaptive response in the context of climate and climate change. *Climatic Change* **20** (1) : 1-12.
- Caddy, J. F. 1993. Towards a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Reviews in Fisheries Science* **1** : 57-95.
- Calow, P. & V. E. Forbes. 1998. How do physiological responses to stress translate into ecological and evolutionary processes. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **120** : 11-16.
- Cannicci, S., M. Gomei, B. Boddi & M. Vannini. 2002. Feeding habits and natural diet of the inter-tidal crab *Pachygrapsus marmoratus*: opportunistic browser or selective feeder? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54** : 983-1001.
- Capblanc, J. & A. Dauta. 1999. Photosynthesis simulator ver 2.1. CNRS, Toulouse.
- Caraco, N., A. Tamse, O. Boutros & I. Valiela. 1987. Nutrient limitation of phytoplankton growth in brackish coastal ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44** : 473-476.
- Cardona, L. 2000. Effects of salinity on habitat selection and growth performance of Mediterranean Flathead Grey mullet *Mugil cephalus* (Osteichthyes, Mugilidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **50** : 727-737.
- Carmouze, J.-P., J.-R. Durand & C. Lévêque (Eds.). 1983. Lake Chad: ecology and productivity of a shallow tropical ecosystem. var. pag. *Monographiae Biologicae*, Junk, The Hague.

- Carrer, S., B. Halling-Sørensen & G. Bendoricchio. 2000. Modelling the fate of dioxins in a trophic network by coupling an ecotoxicological and an Ecopath model. *Ecological Modelling* **126** : 201-223.
- Carter, T. R., M. L. Parry, H. Harasawa & S. Nishioka. 1994. IPCC Technical guidelines for assessing climate change impacts and adaptations. World Meteorological Organization/ United nations Environment Programme, University College, London.
- Caumette, P., M. Pagano & L. Saint-Jean. 1983. Répartition verticale du phytoplancton, des bactéries et du zooplancton dans un milieu stratifié en Baie de Biétri (Lagune Ébrié, Côte d'Ivoire). Relations trophiques. *Hydrobiologia* **106** : 135-148.
- Caverivière, A. & G. A. R. Andriamirado. 1997. Minimal fish predation for the pink shrimp *Penaeus notalis* in Sénégal (West Africa). *Bulletin of Marine Science* **61**(3) : 685-695.
- Cervetto, G., R. Gaudy & M. Pagano. 1999. Influence of salinity on the distribution of *Acartia tonsa* (Copepoda, Calanoida). *Journal of Experimental Marine Biology* **239** : 33-45.
- Champalbert, G. & G. Patriiti. 1982. Impact of pollution on zooplankton communities in the distribution zone of the urban emission of Marseille. *Hydrobiologia* **89** : 17-27.
- Chapman, P. M. & R. O. Brinkhurst. 1981. Seasonal changes in interstitial salinities and seasonal movements of subtidal benthic invertebrates in the Fraser River Estuary, B. C. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **12** : 49-66.
- Charles-Dominique, E. 1982. Exposé synoptique des données biologiques sur l'éthmalose (*Ethmalosa fimbriata*, S. Bowdich, 1825). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **15** (4) : 373-397.
- Charles-Dominique, E. & J.-J. Albaret. 2003. African Shads, with emphasis on *Ethmalosa fimbriata* (S. Bowdich, 1825). *American Fisheries Symposium* **35** : 27-48.
- Charles-Dominique, E. & S. Hem. 1981. Biologie et pêche des crabes du genre *Callinectes* Stimpson, 1860 (Décapodes, Portunidés) en lagune Ebré (Côte d'Ivoire). *Documents Scientifiques, Centre de Recherches Océanographiques d'Abidjan* **12** (1) : 95-121.
- Chauvet, C. 1988. Manuel sur l'aménagement des pêches dans les lagunes côtières : la bordigue méditerranéenne. *FAO Fisheries Technical Paper* **290** : 77 p.
- Chávez, E. A., M. Garduño & F. Arreguín-Sánchez. 1993. Trophic dynamic structure of Celestun Lagoon, Southern Gulf of Mexico, p. 186-192. In V. Christensen. & D. Pauly (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, Op. cit.
- Christensen, V. 1994. On the behaviour of some goal functions for ecosystem development. *Ecological Modelling* **75/76** : 37-49.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity-towards quantification. *Ecological Modelling* **77** : 3-32.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. ECOPATH II: a software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* **61** : 169-185.
- Christensen, V. & D. Pauly (Eds). 1993. Trophic Models of Aquatic Ecosystems, ICLARM Conference Proceedings. ICLARM Manila, Philippines, **26** : 390pp.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1997. Placing fisheries resources in their ecosystem context. *Fisheries Cooperation Bulletin* **10** (2) : 9-11.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1998. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecological Applications* (supplement) **8** (1) : S104-S109.
- Christensen, V. & C. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* **172** : 109-139.
- Christensen, V., C. J. Walters & D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim: A user's guide. October 2000 Éditions. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada et ICLARM, Penang Malaysia, 130 p. [Disponible sur le site URL : <http://www.ecopath.org/>].

- Christian, R. R. & Luczkovich, J. J. 1999 Organising and understanding a winter's seagrass foodweb network through effective trophic levels. *Ecological Modelling* **117** : 99-124.
- Clair, T. A. & J. M. Ehrman. 1998. Using neural networks to assess the influence of changing seasonal climates in modifying discharge, dissolved organic carbon, and nitrogen export in eastern Canadian rivers. *Water Resources Research* **34** : 447-455.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick (Eds.) 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Coeck, J., A. Vandelanoot, R. Yseboodt & R. F. Verheyen. 1993. Use of the Abundance/Biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regulated Rivers: Research and Management* **8** : 73-82.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* **210** : 223-253.
- Cohen, J. E., T. Luczak, C. M. Newman & Z.-M. Zhou. 1990. Stochastic structure and non-linear dynamics of food webs: qualitative stability in a Lotka-Volterra cascade model. *Proceedings of the Royal Society of London B.*, **240** : 607-627.
- Comier-Salem, M. C. (Ed). 1999. Rivières du sud : sociétés et mangroves ouest africaines. Vol 1, *Éditions de l'IRD*, Paris, 416 p.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* **199** (24) : 1302-1310.
- Cousins, S. H. 1985. The trophic continuum in marine ecosystems: structure and equations for a predictive model, p. 7--93 In Ulanowicz R. E. & T. Platts (Eds.), *Ecosystem theory for biological oceanography. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 213.
- Cubillos, L. A., D. F. Arcos, D. A. Bucarey & M. T. Canales. 2001. Seasonal growth of small pelagic fish off Talcahuano, Chile (37°S, 73°W): a consequence of their reproductive strategy to seasonal upwelling? *Aquatic Living Resources* **14** : 115-124.
- Cumming, G. S. & T. D. Havlicek. 2002. Evolution, ecology and multimodal distributions of body size. *Ecosystems* **5** : 705-711.
- Cury, P. 1991. Une approche théorique de l'impact de l'environnement sur la pêche, pp 368-376. In P. Cury & C. Roy (Eds.), *Pêcheries Ouest Africaines: variabilité, instabilité et changements*. Op. cit.
- Cury, P. & C. Roy (Eds.). 1991. *Pêcheries Ouest Africaines: Variabilité, instabilité et changements. Éditions de l'ORSTOM*. Paris, France, 525 p.
- Cury, P. & C. Roy. 1998. Environnement marin et variabilité des ressources en Afrique de l'Ouest. *Afrique contemporaine* **187** : 30-43.
- Cyrus, D. P. & S. J. M. Blaber. 1987a. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. 1 Field studies at Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **109** : 53-70.
- Cyrus, D. P. & S. J. M. Blaber. 1987b. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. 2. Laboratory studies, comparison with field data and conclusions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **109** : 71-91.
- Cyrus, D. P. & S. J. M. Blaber. 1988. The potential effects of dredging activities and increased silt load on the St. Lucia system, with special reference to turbidity and the estuarine fauna. *Water of South Africa* **14** (1) : 43-47.
- Daget, J. 1971. L'échantillonnage des peuplements de poissons d'eau douce p 85-105. In M. Lamotte & F. Bourliere (Eds.), *Problèmes d'Ecologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux aquatiques*. Éditions Masson, Paris.



- Daget, J. & J. C. Le Guen. 1975. Dynamique des populations exploitées de poissons, p. 395-443. In M. Lamotte & F. Bourlière (Eds.), *Problèmes d'écologie : la démographie des populations de vertébrés*. Éditions Masson, Paris.
- Dall, W., B. J. Hill, P. C. Rothlisberg & D. J. Staples. 1990. The biology of the Penaeidae. *Advances in Marine Biology* **27** : 1- 489.
- Dando, R. R. 1984. Reproduction in estuarine fish. In G.W. Potts & R. J. Wootton (Eds.), *Fish reproduction. Strategies and tactics*. Academic Press, London.
- Day, J. H. 1981. Estuarine Ecology with particular reference to Southern Africa. A. A. Balkema, Cape Town. Var. pag.
- Day, J. W. Jr., C. A. S. Hall, W. M. Kemp & A. Yáñez-Arancibia. 1989. Estuarine ecology. John Wiley & Sons, New York, 558 p.
- D'Elia, C. F., J. G. Sanders & W. R. Boynton. 1986. Nutrient enrichment studies in a coastal plain estuary: phytoplankton growth in large-scale, continuous cultures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43** : 397-406.
- Derbal, F. & M. H. Kara. 1996. Alimentation estivale du merou, *Epinephelus marginatus* (Serranidae), des côtes est-algériennes. *Cybium* **20** (3) : 295-301.
- De Merona, B. 1983. Modèle de croissance des poissons d'eau douce d'Afrique. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **19** : 1-12.
- De Silva, S. S. 1996. The Asian Inland Fishery with special reference to reservoir fisheries. A re-appraisal, pp 321-332. In F. Schiemer & T. K. Poland (Eds.), *Perspectives in tropical limnology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- De Silva, S. S., U.S. Amarasinghe, & N.D.N.S Wijegoonawardena. 1996. Diel feeding patterns and daily ration of cyprinid species in the wild determined using an iterative method, MAXIMS. *Journal of Fish Biology* **49** : 1153-1162.
- De Silva, S. S., J. Moreau & K. A. Senaratne, 1988. Growth of *Oreochromis mossambicus* as evidence of its adaptability to Sri Lankan reservoirs. *Asian Fisheries Sciences* **2** :147-156.
- De Sylva, D. P. 1985. Nektonic food webs in estuaries. Chap **11**: 233-246. In A. Yáñez-Arancibia (Ed.), *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. UNAM Press, Mexico, 654 p.
- Dème, M., H. M. Diadiou & D. Thiam. 2001. Effort de pêche, captures spécifiques et valeurs économiques des débarquements de la pêche continentale dans le fleuve Sénégal et au Sine-Saloum. *Rapport scientifique des ISRA, CRODT et d'UICN* (Union Mondial pour la conservation de la Nature), Sénégal. 42 p.
- 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. *Rapport UNESCO sur les Sciences de la Mer* **32** : 71-74.
- Diallo, I., I. Cissé & A. Bah. 2003. Modèle trophique du système côtier du plateau continental Guinéen, pp. 98-115. In D. Pauly, M. L. Palomares & J. M. Vakily (Eds.), *Trophic Models of Northwest African Marine Ecosystems*. SIAP/EP/DT/03. Op. cit.
- Diaz, R. J. & R. Rosenberg. 1996. The influence of sediment quality on functional aspects of marine benthic communities, pp 57-68. In M. Munawar & G. Dave (Eds.), *Development and Progress in Sediment quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques and Strategies*. Ecovision Monograph Series. Academic Publishing, Amsterdam.
- Diday, E. 1974. Recent progress in distance and similarity measures in pattern recognition. Second International Joint Conference on Pattern Recognition, pp. 534-539.

- Diomandé, D., G. Gourène & L. Tito de Morais. 2001. Stratégies alimentaires de *Synodontis bastiani* (Siluriformes: Mochokidae) dans le complexe fluvio-lacustre de la Bia, Côte d'Ivoire. *Cybium* **25** (1) : 7-21.
- Diop, S. 1990. La côte ouest-africaine du Saloum (Sénégal) à la Méllacorée (République de Guinée). ORSTOM Collection *Études et Thèses*, 379 p.
- Diouf, P. S. 1991. Le zooplancton au Sénégal, pp. 103-116. In P.Cury & C. Roy (Eds.), *Pêcheries ouest africaines*, Op. cit.
- Diouf, P. S. 1992. Bio-écologie et structure des peuplements de poisson de l'estuaire du Sine-Saloum. *Rapport Scientifique, CRODT (ISRA)*, Sénégal. 29 p.
- Diouf, P. S. 1996. Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest: l'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. *Thèse de Doctorat*, Université de Montpellier, 267 p.
- Diouf, P. S., M. D. Barry & S. Coly. 1998. La réserve de la Biosphère du Delta du Saloum : L'environnement aquatique, les ressources halieutiques et leur exploitation. *Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN)*, 107 p.
- Diouf, P. S., D. Thiam, C. Séne, A. Dia, M. Ly, N. Ndiaye, F. Ngom, K. Sane & M.Faye. 1999. Combining traditional and modern practices in fisheries: Sine-Saloum, Sénégal. Contribution during the Wise Coastal Practices for Sustainable Human Development Forum, July 1999. [Disponible sur le site URL : <http://www.csiwisepractices.org/>].
- Dittman, T. 1999. Outwelling of organic matter nutrients from a mangrove in North Brazil : evidence from organic tracers and flux measurements. *ZMT Contribution* **5**.
- Domain, F. 1999. Influence de la pêche et de l'hydroclimat sur l'évolution dans le temps du stock côtier, pp 117-136. In F. Domain, P. Chavance & A. Diallo (Eds.), *La pêche côtière en Guinée: ressources et exploitation*, Op. cit.
- Domain, P. Chavance & A. Diallo (Eds.) 1999. La pêche côtière en Guinée: ressources et exploitation. Éditions d'IRD/CNSHB, 394 p.
- Dorr, J. A. III, P. Schneeberger, H. T. Tin & L. E. Flath. 1985. Studies on adult, juvenile and larval fishes of the Gambia River, West Africa (1983-1985). *International Programs Report No. 11*. The University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 292 p.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* **99** : 201-219.
- Dufour, P. 1994. Les microphytes, pp 109 -136. In J.-R. Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Dufour, P., J. Lemoalle & J.-J. Albaret. 1994. Le système Ébrié dans les typologies lagunaires, pp 17-24. In J.-R.Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Duponchelle, F. & M. Legendre. 2001. Rapid phenotypic changes of reproductive traits in response to experimental modifications of spatial structure in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquatic Living Resources* **14** : 145-152.
- Duponchelle, F., L. Pouyau & M. Legendre. 1998. Evidence of environmental effects on reproductive characteristics of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) populations from man-made lakes of Ivory Coast. *Aquatic Living Resources* **11** (3) : 137-144.
- Durand, J. R. & D. Guiral. 1994. Hydroclimat et Hydrochimie, pp. 59 -90. In J.-R. Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Durand, J. R., P. Dufour, D. Guiral & S. G. F. Zabi (Eds). 1994. Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires. Éditions d'ORSTOM, Paris, 546 p.
- Écoutein, J.-M. 1992. Dynamique des flottilles en pêche artisanale: l'exemple des sennes tournantes de Côte d'Ivoire. *Thèse de doctorat*. ORSTOM, Paris. 208 p.

- Écoutin, J.-M. & J.-J. Albaret. 2003. Relations longueur-poids pour 52 espèces de poissons des estuaires et lagunes de l'Afrique de l'ouest. *Cybium* **27** (1) : 3-9.
- Écoutin, J.-M., J.-R. Durand, R. Laë & J.P. Hié Daré. 1994. L'exploitation des stocks, pp. 399-444. In J.-R. Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Edwards, P. J. & C. Abivardi. 1998. The value of biodiversity: where ecology and economy blend. *Biological Conservation* **83** (3) : 239-246.
- Elliot, M. & K. L. Hemingway (Eds.). 2002. *Fishes in estuaries*. Oxford: Blackwell Science.
- Entsua-Mensah, M. 2002. The contribution of coastal lagoons to the continental shelf ecosystem of Ghana, pp 161-187. In J. M. McGlade, P.Cury, K. A. Koranteng & N. J. Hardman-Mountford (Eds.), *The Gulf of Guinea Large Marine Ecosystems*. Op. cit.
- Etim, L., P. E. Lebo & R. King. 1999. The dynamics of an exploited population of a siluroid catfish (*Schilbe intermedius*, Ruppel, 1832) in the Cross River, Nigeria. *Fisheries Research* **40**: 295-307.
- Fagade, S. O. 1974. Age determination in *Tilapia melanotheron* (Ruppell) in the Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria, with discussion of the environment and physiological basis of growth marks in the tropics. In *Proceedings of the International Symposium on the ageing of fish*. Reading. University. U.K. Publ. Unwin Brs. Oldwkin (U.K.), 234 p.
- Fagade, S. O. 1979. Observations on the biology of two species of *Tilapia* from the Lagos lagoon, Nigeria. *Bulletin de l'Institut Fondamental d'Afrique Noire* **41** A (3): 629-653.
- Fagade, S. O. & C. I. O. Olaniyan. 1972. The biology of the West African shad, *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich) in the Lagos Lagoon. *Journal of Fish Biology* **4**: 519-533.
- Fagade, S. O. & C. I. O. Olaniyan. 1973. The food and feeding interrelationship of the fishes in the Lagos Lagoon. *Journal of Fish Biology* **5**: 205-225.
- Fagade, S. O. & C. I. O. Olaniyan. 1974. Seasonal distribution of the fish fauna of the Lagos Lagoon. *Bulletin de l'Institut Fondamental d'Afrique Noire* **36** A (1): 244-252.
- Field, J. G., F. Wulff & K. H. Mann. 1989. The need to analyze ecological networks. In F. Wulff, J. G. Field et K. H. Mann (Eds.), *Flow analysis of marine ecosystems: theory and practice*. Springer-Verlag, New York.
- Finn, J. T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis. *Journal of Theoretical Biology* **56** : 363-380.
- Folke, C. & N. Kautsky. 1996. The ecological footprint concept for sustainable seafood production. Papier présenté dans une conférence internationale intitulée, "Ecosystem Management for sustainable Marine Fisheries ». 19-23 Février 1996. Monterey, Californie.
- Fox, J. W. & E. Olsen. 2000. Food web structure and the strength of transient indirect effects. *Oikos* **90** : 219-226.
- Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The ecological effects of pollution, disturbance and other stresses*, 2nd Édition, Academic Press, San Diego, 606 pp.
- Froese, R. & C. Binohlan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and yield at maximum yield per recruitment in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* **56** : 758-773.
- Froese, R. & D. Pauly (Eds). 2004. Fishbase. [Disponible sur le site URL : <http://www.fishbase.org/>].
- Froneman, P. W. 2004. Zooplankton community structure and biomass in a southern African temporarily open/closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60** : 125-132.
- Gafiychuk, V. V. & R. E. Ulanowicz. 1996. Self-development and distributed self-regulation in dissipative networks. Ref. No. 96-010, Chesapeake Biological Laboratory, Solomons, Maryland.

- Garcia, S. 1977. Evaluation des mortalités chez la crevette rose, *Penaeus notialis*, en Côte d'Ivoire: analyse des variations saisonnières de capturabilité. *Cahier de l'O.R.S.T.O.M., série Océanographie*, **15**(3) : 251-260.
- Gayanilo, F.C. Jr., P. Sparre & D. Pauly (Eds.). 2002. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II Ver. 1.0). FAO. [Disponible sur le site URL : <http://www.fao.org/fi/statist/fisoft/fisat/>].
- Gevrey, M., I. Dimopoulos & S. Lek. 2003. Review and comparison of methods to study the contribution of variables in artificial network models. *Ecological Modelling* **160** : 249-264.
- Gevrey, M. F. Rimet, Y.-S. Park, J.-L. Giraudel, L. Ector & S. Lek. 2004. Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. *Freshwater Biology* **49** : 208-220.
- Giraudel, J. L. & S. Lek. 2001. a comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling* **146** : 329-339.
- Giske, J., G. Huse & O. Fisker. 1998. Modelling spatial dynamics of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **8** : 57-91.
- Gismervil, I. & T. Andersen. 1997. Prey switching by *Acartia clausii*: experimental evidence and implications of intra-guild predation assessed by a model. *Marine Ecology Progress Series* **157** : 247-259.
- Gnoghossou, P. 2002. Influence de la pollution organique sur les invertébrés du lac Nokoué. *Mémoire de Diplôme d'Agronomie Approfondie*, École Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse (ENSAT), France, 49 p.
- Gomez, M. 1983. Cycle biologique et production de *Corbula trigona* (Hinds) en lagune Ebrié (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest). *Documents Scientifiques du Centre de Recherches Océanographiques*, Abidjan, **14** (2) : 37-59.
- Gordon, C. 2000. Hypersaline lagoons are conservation habitats : macro-invertebrates at Muni Lagoon, Ghana. *Biodiversity and Conservation* **9** : 465-478.
- 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. *Bulletin de l'Institut Français d'Afrique Noire* **23** (a2) : 527-586.
- Guégan, J. F., S. Lek & T. Oberdorff. 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature* **391** : 382-384.
- Guillard, J., J.-J. Albaret, M. Simier, I. Sow, J. Raffray & L. Tito de Morais. 2004. Spatio-temporal variability of fish assemblages in the Gambia Estuary (West Africa) observed by two vertical hydroacoustic methods: moored and mobile sampling. *Aquatic Living Resources* **17** : 47-55.
- Guiral, D., J.-J. Albaret, E. Baran, F. Bertrand, J. P. Debenay, P. S. Diouf, J. J. Guillou, P. Le Lœuff, J. P. Montoroi & M. Sow. 1999. Les écosystèmes à mangrove, pp 63-130. In M.-C. Comier-Salem (Ed.), *Rivières du Sud: sociétés et mangroves ouest africaines* Vol **1**, Éditions de l'ORSTOM
- Guiral, D. & N'Da Étien. 1994. Les macrophytes, pp 137-154. In J.R.Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Gulland, J. A. & B. J. Rothschild (Eds.). 1984. Penaeid Shrimps-their biology and management, Surrey, Angleterre, 308 p.
- Guyonnet, B., C. Aliaume, J.-J. Albaret, C. Casellas, A. Zerbi, G. Lasserre & T. Do Chi. 2003. Biology of *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich) and fish diversity in the Ebrié Lagoon (Ivory Coast), a multipolluted environment. *ICES Journal of Marine Science* **60** : 259-267.
- Harrison, T. D. & A. K. Whitfield. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* **65** : 683-710.

- Healey, M. J., R. A. Moll & D. Page. 1985. Plankton assemblages of the Gambia River, West Africa (1983-1984). *International Programs Report No. 10*. The University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 106 p.
- Heymans, J. M. & D. Baird. 2000. Network analysis of the Northern Benguela ecosystem by means of NETWRK and Ecopath. *Ecological Modelling* **131** : 97-119.
- Hellawell, J. M. & R. Abel. 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology* **3** (1) : 29-38.
- Heymans, J. J., L. J. Shannon & A. Jarre. 2004. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s and 1990s. *Ecological Modelling* **172** : 175-195.
- Heymans, J. J. & R. E. Ulanowicz. 2002. Network analysis of the Everglades graminoid and cypress ecosystems. *Ecological Modelling* **49** (1/2) : 5-23.
- Hickley, P. & R. G. Bailey. 1987. Food and feeding relationships of fish in the Sudd swamps (River Nile, southern Sudan). *Journal of Fish Biology* **30** : 147-159.
- Holling, C. S., D. W. Schindler, B. Walker, & J. Roughgarden. 1995. Biodiversity and function of ecosystem. In C. Perrings, K. Göran-Måler, C. Folke & C. S. Holling (Eds.), *Biodiversity loss*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holt, R. D. 1997. From metapopulation dynamics to community structure: consequences of spatial heterogeneity pp, 149-164. In I. Hanski & M. Gilpin (Eds.), *Metapopulation biology*. Academic Press, San Diego.
- Houso, C. F. 1986. Contribution à une nouvelle politique de pêche au Bénin : comparaison avec le Sénégal. Master. Université Paris I.
- Hughes, R. M., P. R. Kaufman, A. T. Herlihy, T. M. Kincaid, L. Reynolds & D. P. Larsen. 1997. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55** : 1618-1631.
- Huq, G. S., A. Rahman, M. Konate, Y. Sokona & H. Reid. 2003. Mainstreaming adaptation to climate changes in least developed countries (LDCS). *International Institute for Environment and Development Report*, 38 p.
- Hutchings, P. & P. Seanger. 1985. Ecology of mangroves. University of Queensland Press, St. Lucia Queensland, Australia.
- Hynes, H. B. N. 1950. The food of freshwater stickleback (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*) with a review of the methods used in studies of food of fishes. *Journal of Animal Ecology* **19** : 36-58.
- Ikusemiju, K., C. I. O. Olaniyan & E. O. Garba. 1979. Food habits and sex ratios of the Bigeye, *Brachydeuterus auritus* (Val.) (Pisces, Pomadasyidae) off Lagos coast, Nigeria. *Bulletin de l'Institut Fondamental d'Afrique Noire* **41** A (4) : 864-874.
- Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). 1996. IPCC Second assessment: Climate change 1995. Cambridge University Press, Cambridge.
- Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). 2001. Climate change 2001. Impacts, adaptation and vulnerability. Chapitres 10, 11, 17 et 18. Contribution of working group II to the 3<sup>rd</sup> Assessment report of the IPCC.
- Iwama, G. K., A. Takemura & K. Takano. 1997. Oxygen consumption of tilapia in freshwater, sea water and hypersaline sea water. *Journal of Fish Biology* **51** : 886-894.
- Jackson, J., M. X. Kirby, W. H. Berger, A. Bjorndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner & R. R. Warner. 2001a. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* **293** : 629-638.

- Jackson, D. A., P. R. Peres-Nieto & J. D. Olden. 2001b. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58** : 157-170.
- Jarre, A., M. L. Palomares, M. L. Soriano, M. L. Sambilay, V. Christensen & D. Pauly. 1990. A user's manual for MAXIMS. A computer program for estimating the food consumption of fishes from diel stomach contents data and population parameters *ICLARM Software 4. International Centre for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines*, 27 pp.
- Janowick, J. E., 1988. An investigation of interannual rainfall variability in Africa. *Journal of Climate* **1** : 240-255.
- Jayawardane, P. A. A. T., D. S. McLusky & P. Tytler. 2002. Factors influencing migration of *Penaeus indicus* in the Negombo lagoon on the west coast of Sri Lanka. *Fisheries Management and Ecology* **9** : 351-363.
- Jensen, T. C. & A. M. Verschoor. 2004. Effects of food quality on the life history of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas. *Freshwater Biology* **49** : 1138-1151.
- John, D. M. & G. W. Lawson. 1990. A review of Mangrove and Coastal ecosystem in West Africa and their possible relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **31** : 505-518.
- Johnsson, P. R. & P. Tiselius. 1990. Feeding behavior, prey detection and capture efficiency of the copepod *Acartia tonsa* feeding on planktonic ciliates. *Marine Ecology Progress Series* **60** : 35-44.
- Jouffre, D., T. Lam-Hoai, B. Millet & M. Amanieu. 1991. Structuration spatiale des peuplements zooplanctoniques et fonctionnement hydrodynamique en milieu lagunaire. *Oceanologica Acta* **14** (5) : 489-504.
- Kaiser, H. F. 1958. The varimax criterion for analytical rotation in factor analysis. *Psychometrika* **23** : 187-200.
- Kapetsky, J. & T. Petr. 1984. Status of African reservoir Fisheries. *FAO CIFA Technical Paper*, **10**, 326 p.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications* **1** : 66-84.
- Kay, J. 1991. A non-equilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem integrity. *Environmental management*, **15** : 483-495.
- King, R. P. 1993. Seasonal plasticity in faunal dietary status, diversity and foraging performance of *Ilisha africana* (Clupeidae) in Qua Iboe estuary, Nigeria. *Cybium* **17** (4) : 287-298.
- Kinzing, A. P., S. W. Pacala & D. Tilman (Eds.) 2002. The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical expectations. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- Kohonen, T. 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics*, **43** : 59-69.
- Kohonen, T. 1995. Self-organizing maps. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Kohonen, T. 2001. Self-Organizing Maps. Springer Series in Information Sciences 30, Springer-Verlag, Berlin.
- Kone, T. & G. G. Teugels. 2003. Food habits of brackish water tilapia *Sarotherodon melanotheron* in riverine and lacustrine environment of a West African coastal basin. *Hydrobiologia* **490** : 75-85.
- Koranteng, K. A., P. K. Ofori-Danson & M. Entsua-Mensah. 1998. Comparative study of the fish and fisheries of three coastal lagoons in West Africa. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* **24** : 371-382.
- Kouassi, E. 2001. Rythmes journaliers d'activité et sélectivité alimentaire au sein des communautés pélagiques (zooplancton et mysidacés) dans une lagune tropicale (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). *Thèse de Doctorat*, Université de la Méditerranée, Centre d'Océanologie de Marseille, France, 209 p.

- Laë, R. 1992. Les pêcheries artisanales lagunaires ouest africaines: échantillonnage et dynamique de la ressource et de l'exploitation. Thèse de Doctorat. *Éditions d'ORSTOM*, Paris, 201 p.
- Laë, R. 1997a. Does overfishing lead to a decrease in catches and yields? An example of two West African Coastal Lagoons. *Fisheries Management and Ecology* **4** : 149-164.
- Laë, R. 1997b. Effects of climatic changes and development on continental fishing in West Africa: the examples of the Central delta of the Niger in Mali and coastal lagoons in Togo, pp 66-86. In K. Remane (Ed.), *African Inland fisheries, aquaculture and environment*. FAO, Italy. 384 p.
- Laë, R., S. Lek & J. Moreau. 1999. Predicting fish yield of African lakes using neural networks. *Ecological Modelling* **120** : 325-335.
- Laë, R., J.-M. Écoutin, A. Mendy, J. Raffray, J.-Y Weigel, O. Sadio & O. Djobe. 2004. Effects of a targeted shrimp (*Penaeus notialis*) exploitation on fish catches in the Gambia estuary. *Aquatic Living Resources* **17** : 75-85.
- Laegdsgaard, P. & C. R. Johnson. 1995. Mangrove habitats as nurseries: Unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series* 126(1-3):67-81.
- Lalèyè, P. A. 1995. Ecologie comparée de deux espèces de *Chrisichthys*, poissons siluriformes (Claroteidae) du complexe lagunaire lac Nokoué-lagune de Porto-Novo au Bénin. *Ph. D. Thesis in Sciences*, Université de Liège (Belgique), 152 p. + Annexes.
- Lalèyè, P., C. Niyonkuru, J. Moreau & G. G. Teugels. 2003a. Spatial and seasonal distribution of the ichthyofauna of Lake Nokoué, Benin, West Africa. *African Journal of Aquatic Science* **28** (2) : 151-161.
- Lalèyè, P. & J. C. Philippart. 1997. Contribution à l'écologie du Lac Nokoué/Lagune de Porto-Novo au Bénin. Abstract, p 121. *5<sup>ème</sup> Conférence Internationale des Limnologues d'expression française*. CILEF5, Namur, Belgique, 6 - 11 Juillet 1997.
- Lalèyè, P., M. C. Villanueva, A. Chikou, A. d'Almeida, C. Monteil & J. Moreau. 2003b. Diel feeding periodicity, daily ration and relative food consumption in some fish populations in the Ouémé basin (Benin, West Africa). Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)-Bénin. (Proceedings in press in 'Studies in Afrotropical Zoology', 2005 - Belgium).
- Lalèyè, P., M. C. Villanueva, M. Enstua Mensah & J. Moreau. 2003c. The lagoons of the Gulf of Guinea: a review of the current knowledge of their aquatic resources and management issues. Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)-Bénin. (Proceedings in press in 'Studies in Afrotropical Zoology', 2005 - Belgium).
- Lalèyè, P., U. Adounvo, C. Niyonkuru, M. C. Villanueva & J. Moreau. Sous presse Variations spatio-temporelles de quelques paramètres physico-chimiques du lac Nokoué au Bénin: evolution récente. *Revue Internationale des Sciences de la Vie et de la Terre*, « Bioterre », Côte d'Ivoire).
- Lamberth, S. J. & J. K. Turpie. 2003. The role of estuaries in South African fisheries: economic importance and management implications. *African Journal of Marine Science* **25** : 131-157.
- Lambshhead, P. J. D., H. M. Platt & K. M. Shaw. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History* **17** : 859-874.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification, pp. 182-215. In M. Wiley (Ed.), *Estuarine Processes*, Vol. II.
- Laurent, M. 1978. Étude des erreurs d'estimation des populations par la méthode des captures successives (De Lury, 2 captures) et des captures-recaptures (Petersen). *Bulletin français de Pisciculture* **227** : 162-172.

- Laurent, M. & P. Lamarque 1974. Utilisation de la méthode des captures successives (de Lury) pour l'évaluation des peuplements piscicoles. *Annales d'Hydrobiologie* 5 (2) : 121-132.
- Lauzanne, L. 1978. Equivalents caloriques de quelques poissons et de leur nourriture. *Cahiers de l'ORSTOM, série Hydrobiologie* 12 (1) : 89-92.
- Lawley, D. N. & A. E. Maxwell. 1971. Factor analysis as a statistical method Second Edition. Batterworths.
- Le Lœuff, P. & A. Intes. 1998. La faune benthique associée aux fonds à crevettes pénéides (*Peneaus notialis*) de la Côte d'Ivoire. *Doc. Sci. Tech. Cent. Brest ORSTOM, France* N° 82, 160 p.
- Le Lœuff, P. & G. S. F. Zabi. 1993. Revue de connaissances sur la faune benthique des milieux margino-littoraux d'Afrique de l'Ouest- troisième partie : discussions et conclusions. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 26 (2) : 127-137.
- Lebart, L., A. Morineau & M. Piron. 1995. Statistique exploratoire multidimensionnelle. Dunod, Paris, var. pag.
- Legendre, P. & M. J. Anderson. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multi-species responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69 : 1-24.
- Legendre, L. & J.-M. Écoutin. 1989. Sustainability of brackish water Tilapia species from the Ivory Coast lagoons for aquaculture. I. Reproduction. *Aquatic Living Resources* 2 : 71-79.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. Numerical ecology, Second English Edition. Elsevier Science. B. V., Amsterdam.
- Leontief, W. W. 1951. The structure of the U. S. economy, 2<sup>nd</sup> Ed. Oxford University Press, New York.
- Lein, J. K. 1997. Environmental decision making : an information technology approach. Blackwell Science, Malden.
- Lek, S., M. Delacoste, P. Baran, I. Dimopoulos, J. Lauga & S. Aulagnier. 1996. Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling* 90 : 39-52.
- Lek, S., J. L. Giraudel & J. F. Guégan. 2000. Neural networks : algorithms and architectures for ecologists and evolutionary ecologists, pp. 3-27. In S. Lek & J. F. Guégan (Eds.), *Artificial neuron networks: application to ecology and evolution*. Op. cit.
- Lek, S. & J. F. Guégan (Eds.). 2000. Artificial neuron networks: application to ecology and evolution. Springer-Verlag, Berlin.
- Le Reste, L. 1982. Variations spatio-temporelles de l'abondance et de la taille de la crevette *Peneaus notialis* en Casamance (Sénégal). *Oceanologia Acta* 4 : 327-332.
- Le Reste, L. 1987. Influence de la salinité et du courant sur la taille de migration des crevettes *Peneaus notialis* dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 20 (3-4) : 279-289.
- Le Reste, L. 1992. Pluviométrie et captures de crevettes, *Peneaus notialis*, dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal) entre 1962 et 1984. *Aquatic Living Resources* 5 : 233-243.
- Le Reste, L. 1994. Variations spatio-temporelles des prises et de la taille des crevettes *Peneaus notialis* dans l'estuaire sur salé du Saloum (Sénégal). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 27 (2) : 129 – 142.
- Le Reste, L. & O. Collart-Ordinetz. 1987. Etude des déplacements de crevettes dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 20 (3-4) : 271-277.
- Lesack, L. F. W. 1986. Estimates of catch and potential yield for the riverine artisanal fishery in Gambia. *Journal of Fish Biology* 28 : 679-700.
- Lévêque, C. 1997. Biodiversity dynamics and conservation: the freshwater fish of tropical Africa. Cambridge University Press, Royaume Uni, 438.
- Lévêque, C. 1999. Réponses aux conditions extrêmes, pp. 191-198. In C. Lévêque & D. Paugy (Eds.), *Les poissons des eaux continentales africaines*. Op. cit.



- Lévêque, C., J.-R. Durand & J. M. Écoutin. 1977. Relation entre le rapport P/B et la longévité chez les organismes. *Cahiers de l'ORSTOM, série d'Hydrobiologie* **11** : 17-32.
- Lévêque, C. & D. Paugy (Eds.). 1999. Les poissons des eaux continentales africaines : Diversité, écologie, utilisation par l'homme. Éditions IRD, Paris, France, 521 p.
- Lévêque, C., D. Paugy & G. G. Teugels (Eds.) 1990. Faune des poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest. Éditions ORSTOM, Paris, France, 910 p.
- Levin, P. S. & M. E. Hay. 2003. Selection of estuarine habitats by juvenile gags in experimental mesocosms. *Transactions of the American Fisheries Society* **132** : 76-83.
- Ley, J. A., C. C. McIvor & C. L. Montangue. 1999. Fishes in mangrove prop-root habitats of Northern Florida Bay : distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **48** : 701-723.
- Lhomme, F. 1981. Biologie et dynamique de *Penaeus notialis* (Perez-Farfante, 1967) au Sénégal. *Thèse de Doctorat de l'État*. Université de Paris – VI, 248 p.
- Lhomme, F. 1994. Les crustacés exploitables, pp 229-238. In J.-R. Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Cote-d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Lhomme, F. & S. Garcia. 1984. Biologie et exploitation de la crevette pénaeide au Sénégal, pp 111-144. In J. A. Gulland & B. J. Rothschild (Eds.), *Penaeid Shrimps-their biology and management*, Op. cit.
- Li, W. K. W. 2002. Macro ecological patterns of phytoplankton in the northwestern North Atlantic Ocean. *Nature* **419** : 154-157.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology* **23**: 399-418.
- Longhurst, A. R. 1957. The food of the demersal fish of a West African Estuary. *Journal of Animal Ecology* **26**: 369-387.
- Longhurst, A. R. & D. Pauly. 1987. *Ecology of Tropical Oceans*. Academic Press, Inc. Californie, 407 p.
- Loreau, M., N. Mouquet & R. D. Holt. 2003. Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecology Letters* **6** : 673-679.
- Luczkovich, J. J., G. P. Ward, J. C. Johnson, R. Christian, D. Baird, H. Neckles & W. Rizzo. 2002. Determining the trophic guilds of fishes and macroinvertebrates in a seagrass food web. *Estuaries* **25** (6A) : 1143-1163.
- Lye Koh, H., T. G. Hallam & H.-L. Lee. 1997. Combined effects of environmental and chemical stressors on a model *Daphnia* population. *Ecological modelling* **103** : 19-32.
- Lyons, J. 1996. Patterns in the species composition of fish assemblages among Winconsin streams. *Environmental Biology of Fishes* **45** : 329-346.
- Malgaref, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. *American Nature* **97** : 357-374.
- Malgaref, R. 1980. Diversidad, estabilidad y madurez en los sistemas naturales. In W. H. Van Dobben & R. H. Lowe-MacConnell (Eds.), *Conceptos Unificadores en Ecología*, Editorial Blume, Barcelona, 190 p.
- Manickchand-Heileman, S., F. Arreguín-Sánchez, A. Lara-Domínguez & L. A. Soto. 1998. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology* **53** (Suppl. A) : 179-197.
- Manly, B. F. J. 1995. *Multivariate statistical methods: A primer*. Chapman & Hall, London & New York.
- Marais, J. F. K. 1982. The effects of river flooding on the fish populations of two Eastern Cape estuaries. *South African Journal of Zoology* **17** (3) : 96-104.
- Marais, J. F. K. 1984. Feeding ecology of major carnivorous fish from four Eastern Cape estuaries. *South African Journal of Zoology* **19** : 210-223.
- Marais, J. F. K. 1988. Some factors that influence fish abundance in South African estuaries. *South African Journal of Marine Science* **6** : 67-77

- Marcus, O. 1986. Food and feeding habits of *Ilisha africana* (Bloch) (Pisces: Clupeidae) off the Lagos Coast, Nigeria. *Journal of Fish Biology* **29** : 671-683.
- Marius, C. 1995. Effets de la sécheresse sur l'évolution des mangroves du Sénégal et de la Gambie. *Sécheresse* **6** : 123-125.
- Maslin, J.-L. 1986. Croissance et suivi de *Corbula trigona* (Mollusque, Pélécy-pode) dans une lagune du Sud Bénin, le Lac Ahémé. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **19** : 109-129.
- Maslin, J.-L. & Y. Bouvet. 1986. Le lac Ahémé (Bénin): Présentation du milieu, caractéristiques mésologiques, nature des fonds et distribution des peuplements malacologiques. *Oikos* **46** : 192-202.
- Maslin, J.-L. & Y. Bouvet. 1988. Métabolisme respiratoire de *Corbula trigona* (Mollusque, Pélécy-pode) d'une lagune du sud Bénin. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **21** (1) :9-19.
- Math Works Inc. 1999. MATLAB: The language of technical computing. var pag.
- May, R. M. 1972. Will a large complex system be stable? *Nature* **238** : 413-414.
- Mayr, E. 1974. Populations, espèces et évolution. Hermann, Paris, 496 p.
- McGlade, J. M., P. Cury, K. A. Koranteng & N. J. Hardman-Mountford (Eds.). 2002. The Gulf of Guinea large marine ecosystem: environmental forcing and sustainable development of marine resources. Elsevier Science, Amsterdam, 392 p.
- McManus, J. W. & D. Pauly. 1990. Measuring ecological stress: variations on a theme by R. M. Warwick. *Marine Biology* **106** : 305-308.
- Meire, P. M. & J. Dereu. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* **27** : 210-223.
- Mendy, A. N. 1996. Review of the situation of fish resources and management measures implemented in The Gambia. Fisheries Department, The Gambia. Mimeo interne.
- Mendy, A. N. 2003. A trophic model of The Gambia continental shelf system in 1986, pp 59-67. In D. Pauly, M. L. Palomares & J. M. Vakily (Eds.), *Trophic Models of Northwest African Marine Ecosystems*. SIAP/EP/DT/03. Op. cit.
- Menge, B. A. & A. M. Olson. 1990. Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. *Trends in Ecology and Evolution* **5** : 52-57.
- Meyer, M. & M. J. Smale. 1991. Predation patterns of demersal teleosts from the Cape south and west coasts of South Africa.1. Pelagic predators. *South African Journal of Marine Sciences* **11**: 173-191.
- Michalski, R. S., R. E. Stepp & E. Diday. 1981. A recent advance in data analysis – Clustering objects into classes characterized by conjunctive concepts, pp. 33-56. In L. N. Kanal & A. Rosenfeld (Eds.), *Progress in pattern recognition*, Vol. 1, North-Holland, New York.
- Moisander, P. H., E. McClinton III & H. W. Paerl. 2002. Salinity effects on growth, photosynthetic parameters and nitrogenase activity in estuarine planktonic cyanobacteria. *Microbial Ecology* **43** (4) : 432-442.
- Monaco, M. E. & R. E. Ulanowicz. 1997. Comparative ecosystem trophic structure of three U.S. mid-atlantic estuaries. *Marine Ecology Progress Series* **161** : 239-254.
- Moore, J. C., E. L. Berlow, D. C. Coleman, P. C. de Ruiter, Q. Dong, A. Hastings, N. Collins Johnson, K. S. McCann, K. Melville, P. J. Morin, K. Nadelhoffer, A. D. Rosemond, D. M. Post, J. L. Sabo, K. Scow, M. Vanni & D. Wall. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters* **7** : 584-600.
- Moreau, J. 1979. Biologie et évolution des peuplements de Cichlidés (Pisces) introduits dans les lacs malgaches d'altitude. Institut National Polytechnique de Toulouse, France. *Thèse de Doctorat d'État*, 345 p.

- Moreau, J. 1987. Mathematical expression of growth in fish, recent trends and further developments. p 81-114. In R. Summerfelt & G. Hall (Eds.), *Age and Growth in Fishes*. Publ. Iowa State University, Ames, Iowa, U. S. A.
- Moreira, F., C. A. Assis, P. R. Almeida, J. L. Costa & M. J. Costa. 1992. Trophic relationships in the community of the Upper Tagus Estuary (Portugal): a preliminary approach. *Estuarine and Coastal Shelf Science* **34** : 617-623.
- Moser, M. A. & L. R. Gerry. 1989. Differential effects of salinity changes on two estuarine fishes, *Leiostomus xanthurus* and *Micropogonias undulates*. *Estuaries* **12** : 35-41.
- Moses, B. S. 2001. The influence of hydroregime on catch, abundance and recruitment of catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* (Bagridae) and the bonga, *Ethmalosa fimbriata* (Clupeidae) of southeastern Nigeria's inshore waters. *Environmental Biology of Fishes* **61** : 99-109.
- Müller, F. 1997. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* **100** : 135-161.
- Muusse, B., J. Marcon, G. Van den Thillart & V. Almeida-Val. 1998. Hypoxia tolerance of Amazon fish : respirometry and energy metabolism of cichlid *Astronotus ocellatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **120** : 151-156.
- Naeem, F. 2002. Autotrophic – heterotrophic interactions and their impacts on biodiversity and ecosystem function, pp. 96-119. In A. P. Kinzing *et al.* (Eds.), *The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical expectations*. Op. cit.
- Naeem, S. & S. Li. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* **390** : 507-509.
- Nakamura, I. & N. V. Parin. 1993. FAO species catalogue. Snake mackerels and cut-glassfishes of the world (Families Gempylidae and Trichiuridae). *FAO Fish. Synopsis*. **15** (125) : 136 p.
- N'Diaye, E. 1995. Contribution à la connaissance de l'écobiologie des deux espèces de Gerreidae du Sine-Saloum (Poissons, Téléostéens). Mémoire de DEA de Biologie Animale, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal. 71 p.
- Ndiaye, E., J.-M. Écoutin & M. Simier. 2003. Pechart2003, logiciel de gestion de bases de données des pêches artisanales en Afrique de l'Ouest: Manuel d'utilisation, 71 p.
- Ndow, P. J. 1997. Fish production and marketing trends in The Gambia. Fisheries Department, The Gambia, pp 1-15. Mimeo interne.
- Nee, S. 1990. Community constructions. *Trends of Ecological Evolution*, **5** (10) : 337-339.
- Neuenfeldt, S. & J. E. Beyer. 2003. Oxygen and salinity characteristics of predator-prey distributional overlaps shown by predatory Baltic cod during spawning. *Journal of Fish Biology* **62** : 168-183.
- Neutel, A.-M., J. A. P. Heesterbeek & P. C. de Ruiter. 2002. Stability in real food webs: weak links in long loops. *Science* **296** : 1120-1123.
- Ney, J. J. 1990. Trophic economics in fisheries: Assessment of demand-supply relationships between predators and prey. *Review of Aquatic Sciences* **2** (1) : 55-81.
- Ngom, S. N. F. 2000. Relations bio-écologiques entre les peuplements de poissons et la mangrove de l'estuaire du Sine-Saloum. Mémoire de D. E. A. de Biologie Animale, Université Cheikh Anta Diop de Dakar. 81 p.
- Nichols, M. & G. Allen. 1981. Sedimentary processes in coastal lagoons. UNESCO *Technical Paper on Marine Science* **33** : 27-80.
- Nixon, S. W., C. Oviatt, J. Frithsen & B. Sullivan. 1986. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine ecosystems. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa* **12** : 43-71.
- Niyonkuru, C. 2001. Etudes des variations spatio-temporelles de la faune ichtyologique du lac Nokoué en République du Bénin. Université d'Abomey Calavi, Cotonou. Mémoire de DESS. 125p + annexes.

- Niyonkuru, C., P. Lalèyè, M. C. Villanueva & J. Moreau. 2003. Population parameters of main fish species of Lake Nokoué in Benin. Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)–Bénin. (Proceedings in press in 'Studies in Afrotropical Zoology', 2005 - Belgium).
- Njai, S. E. 2000. Traditional fish processing and marketing of The Gambia. UNU-Fisheries Training Programme, Final Project, Reykjavick, Iceland.
- Njie, M. 2002. Fish distribution and constraints to the domestic fish trade in the Gambia. Papier présenté au National Workshop on links between artisanal fisheries and world markets – Banjul, Gambie, 11-12 Avril 2002, 19 p.
- Njie, M. & H. Mikkola. 2001. A fisheries co-management case study from the Gambia. Naga, *The ICLARM Quarterly* **24** (3-4) : 40-49.
- Njork, J. C. 1990. Polynemidae, pp 865-867. In J. C. Quéro, J. C. Hureau, C. Karrer, A. Post & L. Saldanha (Eds.), *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*. Vol. 2. JNICT, Lisbonne; SEI, Paris et UNESCO, Paris.
- Nordille, F. G. & D. P. Kelso. 1975. Trophic relationships in a tropical estuary. *Revue Biologie Tropicale* **23** (1) : 77-99.
- Oddo, 1986. Feeding behavior of arboreal crabs in mangrove swamps near Dawes Island. «A study in plant-herbivore interaction». In UNESCO, *UNESCO Mab. Nigerian wetlands workshop* (Bonny River session, 27-29 August 1986), Abstracts (4).
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* **104** : 262-270.
- Odum, E. P. 1971. Fundamentals of ecology. W. B. Saunders Co., Philadelphia, 574 p.
- Odum, W. E. & E. J. Heald. 1972. Trophic Analyses of an Estuarine Mangrove Community. *Bulletin of Marine Science* **22** (3) : 671-738.
- Odum, W. E. & E. J. Heald (1975) The detritus-based food web of an estuarine mangrove community, pp. 265-285. In: L. Eugene Cronin (Ed.), *Estuarine Research* Academic Press, Inc., London.
- Ofori-Danson, P. K., G. J. de Graaf & C. Vanderpuye. 2002. Population parameter estimates for *Chrysichthys auratus* and *C. nigrodigitatus* (Pisces: Cloroteidae) in Lake Volta, Ghana. *Fisheries Research* **54** : 267-277.
- Olden, J. D. & D. A. Jackson. 2002a. A comparison of statistical approaches for modeling fish species distributions. *Freshwater Biology* **47** : 1976-1995.
- Olden, J. D. & D. A. Jackson. 2002b. Illuminating the “black-box”: a randomization approach for understanding variable contributions in artificial neural networks, *Ecological Modelling* **154** : 135-150.
- Onyia, A. D. 1973. A contribution to the food and feeding habit of the Threadfin, *Galeoides decadactylus*. *Marine Biology* **22** : 371-378.
- Ortiz, M. & M. Wolff. 2002. Dynamical simulation of mass-balance trophic models for benthic communities of north-central Chile: assessment of resilience time under alternative management scenarios. *Ecological Modelling* **148** : 277-291.
- Özesmi, S. L. & U. Özesmi. 1999. An artificial neural network approach to spatial habitat modelling with interspecific interaction. *Ecological Modelling* **116** : 15-31.
- Pagano, M., E. Kouassi, L. Saint-Jean, R. Arfi & M. Bouvy. 2003. Feeding of *Acartia clausi* and *Pseudodiaptomus hessei* (Copepoda: Calanoida) on natural particles in a tropical lagoon (Ébrié, Côte d'Ivoire). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56** : 433-445.
- Pagano, M. & L. Saint-Jean. 1983. Croissance en poids d'*Acartia clausi* en lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **16** (2) : 151-163.

- Pagano, M. & L. Saint-Jean. 1994. Le zooplancton, pp 155-188. In J.-R. Durand *et al.* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire. Tome II – Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Pages, J., F. Lemasson & P. Dufour. 1981. Primary production measurement in a brackish tropical lagoon: effect of light, as studied at some stations by the  $^{14}C$  method. *Revue Hydrobiologie Tropicale*, **14** : 3-15.
- Pahl-Wolst, C. 1997. Dynamic structure of a food web model : comparison with a food chain model. *Ecological Modelling* **100** : 103-123.
- Palomares, M. L. 1991. La consommation de nourriture chez les poissons, étude comparative, mise au point d'un modèle prédictif et application à l'étude des réseaux trophiques. *Thèse de Doctorat*. Institut National Polytechnique de Toulouse 210 p.
- Palomares, M. L. & D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Resources* **40** (3) : 259-273.
- Palomares, M. L. D. & D. Pauly. 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Resources* **49** : 447-453.
- Panfili, J. J.-D. Durand, A. Mbow, B. Guinand, K. Diop, J. Kantoussan, D. Thior, O. Thiaw, J.-J. Albaret & R. Laë. 2004a. Influence of salinity on life-history traits of the bonga shad (*Ethmalose fimbriata*, Pisces, Clupeidae): comparison between the Gambia and Saloum estuaries. *Marine Ecology Progress Series* **270** : 241-257.
- Panfili, J., A. Mbow, J.-D. Durand, K. Diop, K. Diouf, D. Thior, P. Ndiaye & R. Laë. 2004b. Influence on the life-history traits of the West African black-chinned tilapia (*Sarotherodon melanotheron*): Comparison between the Gambia and the Saloum estuaries. *Aquatic Living Resources* **17** : 65-74.
- Park, Y.-S., R. Cereghino, A. Compin & S. Lek. 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling* **160** : 265-280.
- Paugy, D. 1994. Ecologie des poissons tropicaux d'un cours d'eau temporaire (Baoulé, haut bassin du Sénégal au Mali): adaptation au milieu et plasticité du régime alimentaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **27** : 157-172.
- Pauly, D. 1976. The biology, fishery and potential for aquaculture of *Tilapia melanotheron* in a small West African lagoon. *Aquaculture* **7** : 33-49.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer.*, **39** (2) : 175-192.
- Pauly, D. 1982. A method to estimate the stock-recruitment relationship of shrimps. *Transactions of the American Fisheries Society* **111** : 13-20.
- Pauly, D. 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper* **234** : 52 p.
- Pauly, D. 1985. Ecology of coastal and estuarine fishes in Southeast Asia: A Philippine case study, pp 499-514. In A. Yáñez-Arancibia (Ed.), *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*, 654 p.
- Pauly, D. 2002. The spatial modelling of trophic interactions and fishery impacts in coastal ecosystems: A case study of Sakumo lagoon, Ghana, pp 289-296. In J. M. McClade, P. Cury, K. A. Koranteng & N. J. Hardman-Mountford (Eds.), *The Gulf of Guinea large marine ecosystem: environmental forcing and sustainable development of marine resources*. Op. cit.
- Pauly, D. & V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, **374** : 255-257.

- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. C. Torres, Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279** : 860-863.
- Pauly, D., V. Christensen & C. J. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* **57** : 697-706.
- Pauly, D. & M. L. Palomares. 1987. Shrimp consumption by fish in Kuwait waters: a methodology, preliminary results and their implications for management and research. Proceedings of the seventh Shrimp and Fin Fisheries Management Workshop. *Kuwait Bulletin of Marine Science* **8** : 101-125.
- Pauly, D. & M. L. Palomares. 2004. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *Marine Science Bulletin* **74/3**. (Sous presse).
- Pauly, D., M. L. D. Palomares & J. Moreau. 1988. Detritus and energy consumption and conversion efficiency of *Sarotherodon melanotheron* (Cichlidae) in a West African lagoon. *Journal of Applied Ichthyology* **4** : 190-193.
- Pauly, D., M. L. Palomares & J. M. Vakily (Eds.). 2003. Trophic Models of Northwest African Marine Ecosystems. Proceedings of an International Symposium on *Marine fisheries, ecosystems and Societies in West Africa: Half a century of Change*. SIAP/EP/DT/03. 24-28 Juin 2002, Dakar.
- Pauly, D., M. Soriano-Bartz & M. L. Palomares. 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. P. 1-13, In V. Christensen & D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings, No **26**.
- Pauly, D. & A. Yáñez-Arancibia. 1994. Fisheries in coastal lagoons. *Elsevier Oceanography Series* **60** : 377-399.
- Payne, A. I. 1976. The relative abundance and feeding habits of the grey mullet species occurring in an estuary in Sierra Leona, West Africa. *Marine Biology* **35** : 277-286.
- Payne, A. I. 1978. Gut pH and digestive strategies in estuarine grey mullet (Mugilidae) and tilapia (Cichlidae). *Journal of Fish Biology* **13** : 627-629.
- Pearce, M. W. & E. H. Schumann. 2003. Dissolved oxygen characteristics of the Gamtoos estuary, South Africa. *African Journal of Marine Science* **25** : 99-109.
- Peck, L. S. 2004. Physiological flexibility: the key to success and survival for Antarctic fairy shrimps in fairly fluctuating extreme environments. *Freshwater Biology* **49** : 1195-1205.
- Penczak, T. & A. Kruk. 1999. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilca River, Poland. *Fisheries Resources* **39** : 229-240.
- Pérez-España, H. & F. Arreguín-Sánchez. 1999. Complexity related to behaviour of stability in modelled coastal zone ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health and Management* **2** : 129-135.
- Pet, J. S. & G. J. Piet. 1993. The consequences of habitat occupation and habitat overlap of the introduced tilapia, *Oreochromis mossambicus*, and indigenous fish species for fishery management in a Sri Lankan reservoir. *Journal of Fish Biology* **42** (Supplément A) : 193-208.
- Peterman, R. M., W. C. Clark & C. S. Holling. 1979. The dynamics of resilience: shifting stability domains in fish and insect systems, pp 321-341. In R. M. Anderson, B. D. Turner & L. R. Taylor (Eds.), *Population dynamics*. Blackwell Scientific Publications, London.
- Pfeiffer, V., D. Gnonhouedokonon, T. M. Afomasse & C. Atti-mama (Eds.). 1988. Une analyse socio-économique de la pêche lagunaire au Bénin. *Rapport Dept. des Pêches*, 89 p.
- Pielou, E. C. 1977. *Mathematical ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Piet, G. J. 1998. Impact of environmental perturbations on a tropical fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55** : 1842-1853.

- Piet, G. J. & W. A. H. P. Guruge. 1997. Diel variation in feeding and vertical distribution of ten co-occurring fish species: consequences for resources partitioning. *Environmental Biology of Fishes* **50** : 293-307.
- Pimm, S. L. 1982. Food webs. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Pimm, S. L. 1991. The balance of nature? University of Chicago Press, Chicago.
- Pitcher, T. 1982. Fisheries Ecology. Billing and Sons Ltd., Great Britain, 414 p.
- Plumstead, E. E. 1990. Changes in ichthyofaunal diversity and abundance within the Mbashe Estuary, Transkei, following construction of a river barrage. *South African Journal of Marine Science* **9** : 399-407.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* **3** : 1-11.
- Pombo, L., M. Elliot & J. E. Rebelo. 2002. Changes in the fish fauna of the Rio de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology* **61** (Supplement A) : 167-181.
- Potter, I. C., L. E. Beckley, A. K. Whitfield & R. C. J. Lenanton. 1990. Comparisons between roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. *Environmental Biology of Fishes* **28** : 143-178.
- Rabarison-Andriamirado, G. A. & A. Caverivière. 1989. Les régimes alimentaires des prédateurs potentiels de la crevette, *Penaeus notialis*, au Sénégal: Place trophique des crevettes. *Document Scientifique CRODT – ISRA, Sénégal*. Vol. **113**, 79 p.
- Rafaelli, D. 2000. Trends in research on shallow water food webs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **250** : 223-232.
- Rafaelli, D. 2002. Ecology: from Elton to Mathematics and back again. *Science* **296** : 1035-1037.
- Rakocinski, C. F., S. S. Brown, G. R. Gaston, R. W. Heard, W. W. Walker & J. K. Summers. 2000. Species-abundance-biomass responses by estuarine macrobenthos to sediment chemical contamination. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* **7** : 201-214.
- Ramírez-Rodríguez, M. & F. Arreguín-Sánchez. 2003. Life history stage duration and natural mortality for the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in the southern Gulf of Mexico, using the gnomonic model for time division. *Fisheries Research* **60** : 45-51.
- Randall, R. G. & C. K. Minns. 2000. Recruitment, growth and residence time of fishes in a tropical Australian mangrove system. *Estuarine and Coastal Shelf Science* **31** : 723-743.
- Remane, A. 1934. Die brackwasserfauna. *Verhalten Deutsch Zoologisch Gessellschaft* **36** : 34-180.
- Reynolds, J.D. 1970. Biology of the small pelagic fishes in the new Volta Lake in Ghana. I. The lake and the fish feeding habits. *Hydrobiologia* **35** : 569-603.
- Ricciardi, A. & E. Bourget. 1998. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Marine Ecology Progress Series* **163** : 245-251.
- Ricker, W. E. 1969. Food from the sea pp 87-108. In W. H. Treeman (Ed.), *Resources and Man, A Study and Recommendations by the Committee on resources and Man*, San Francisco, U.S.A.
- Ricker, W. E. 1975 (Ed). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **191** : 1-382.
- Rochet, M.-J. & V. M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **60** : 86-99.
- Robertson, A. I. & N. C. Duke. 1987. Mangroves as nursery sites: comparison of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology* **96** : 193-205.

- Romer, G. S. & A. McLachlan. 1986. Mullet grazing on surf diatom accumulations. *Journal of Fish Biology* **28** : 93-104.
- Rosado-Solorzano, R. & S. A. Guzman del Proo. 1998. Preliminary trophic structure for the Tampamachoco lagoon, Veracruz, Mexico. *Ecological Modelling* **109** : 141-154.
- Rosenfeld, J. S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* **98** (1) : 156-162.
- Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, **2** : 352-388.
- Roy, C., P. Cury, A. Fontana & Henri Belvèze. 1989. Stratégies spatio-temporelles de la reproduction des clupeidés des zones d'upwelling d'Afrique de l'Ouest. *Aquatic Living Resources* **2** : 21-29.
- Roy, P. S., R. J. Williams, A. R. Jones, I. Yassini, P. J. Gibbs, B. Coastes, R. J. West, P. R. Scanes, J. P. Hudson & S. Nichol. 2001. Structure and function of South-east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **53** : 351-384.
- Ryer, C. H. & B. L. Olla. 1998. Shifting the balance between foraging and predator avoidance: the importance of food distribution for schooling pelagic foragers. *Environmental Biology of Fishes* **52** : 467-475.
- Saiz-Salinas, J. I. & J. A. González-Oreja. 2000. Stress in estuarine communities: lessons from the highly impacted Bilbao estuary. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* **7** : 43-55.
- Salthe, S. N. 2003. Infodynamics, a developmental framework for ecology/economics. *Conservation Ecology* **7** (3) : 3.
- Samb, B. & A. Mendy. 2003. Dynamique du réseau trophique de l'écosystème sénégalais en 1990, pp 35-53. In D. Pauly, M. L. Palomares & J. M. Vakily (Eds.), *Trophic Models of Northwest African Marine Ecosystems*. SIAP/EP/DT/03. Op. cit.
- Schallenberg, M., C. J. Hall & C. W. Burns. 2001. Climate Change alters zooplankton community structure and biodiversity in coastal wetlands. University of Otago Limnology Reports, **6**: 9 p.
- Scharler, U. M. & D. Baird. 2003. The influence of catchment management on salinity nutrient stoichiometry and phytoplankton biomass of Eastern Cape estuaries, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56** : 735-748.
- Scheren, P. A., A. C. Ibe, F. J. Janssen & A. M. Lemmens. 2002. Environmental pollution in the Gulf of Guinea – a regional approach. *Environmental Pollution Bulletin* **44** : 633-641.
- Schindler, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44** (Suppl. 1) : 6-25.
- Sene, N. 1994. Contribution à l'étude qualitative du régime alimentaire de quelques poissons dans l'estuaire du Sine-Saloum. *Mémoire de DEA de Biologie Animale*, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, 65 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. & P. Opic. 1981. Poissons de mer de l'Ouest Africain tropical. *Initiation Documentation Technique* **49**: 460 p.
- Sherman, K. & E. D. Anderson. 2002. A modular approach to monitoring, assessing and managing large marine ecosystems. In J. M. McGlade, P. Cury, K. A. Koranteng & N. J. Hardman-Mountford (Eds.), *The Gulf of Guinea Large Marine Ecosystems*. Op. cit.
- Shin, Y. J. 2000. Interactions trophiques et dynamique des populations dans les écosystèmes marins exploités: approche par modélisation individus centrée. *Thèse de Doctorat*, Université de Paris, 245 p.
- Shurin, J. B. & E. G. Allen. 2001. Effects of competition, predation and dispersal on species richness at local and regional scales. *The American Naturalist* **158** (6) : 624-637.



- Sierra, L. M., R. Claro & O. A. Popova. 1994. Alimentacion y relaciones tróficas. p. 263-284. In R. Claro (Ed.), *Ecología de los Peces Marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico.
- Silvestre, G. & D. Pauly. 1997. Management of tropical coastal fisheries in Asia: an overview of key challenges and opportunities, p. 8-25. In G. Silvestre & D. Pauly (Eds.), *Status and management of tropical coastal fisheries in Asia*. ICLARM Conference Proceedings **53** : 208 p.
- Simier, M., L. Blanc, C. Aliaume, P. S. Diouf & J. J. Albaret. 2004. Spatial and temporal structure of fish assemblages in an « inverse estuary », the Sine-Saloum system (Sénégal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **59** : 69-86.
- Simier, M. J.-M. Écoutin & E. Ndiaye. 2003. Pechexp 2003 : Base de Données RAP, Volet Pêches Expérimentales : Notice descriptive 38 p.
- Sinclair, M. 1988. Marine populations: an essay on population regulation and speciation. University of Washington Press, Seattle, 252 p.
- Smit, B. (Ed.). 1993. Adaptation to climatic variability and change: Report of the task force on climate adaptation. Prepared for the Canadian Climate Program, *Department of Geography Occasional Paper No. 19*, Université de Guelph, Ontario, Canada
- Smit, B., I. Burton, T. Klein & R. Street. 1999. The science of adaptation: a framework for assesement. *Mitigation and Adaptation Strategies* **4** : 199-213.
- Smit, B. I. Burton, T. J. Klein & J. Wandel. 2000. An anatomy of adaptation to climate change and viability. *Climatic Change* **45** : 223-251.
- Smith, P. J. 1994. Genetic diversity of marine fisheries resources: possible impacts of fishing. FAO *Fisheries Technical Paper* **344**, Rome, Italie.
- Smithers, J. & B. Smit. 1997. Human adaptation to climatic variability and change. *Global Environmental Change* **7** (2) : 129-146.
- Sokona, Y. & F. Denton. 2001. Climate change impacts: can Africa cope with the challenges? *Climate Policy* **1** : 117-123.
- SSPS Inc., 1999. Systat version 10. SSPS Inc., USA, var. pag.
- Stearns, S. C. 1992. The evolution of life histories. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Stenseth, N. C. 1979. Where have all the species gone? On the nature of extinction and the red queen hypothesis. *Oikos* **33** : 196-227.
- Stergiou, K. I. 2002. Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharping Ockham's razor. *Fisheries Research* **55** : 1-9.
- Súarez, Y. R., M. Petrere Jr., A. C. Catella. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal Lagoons (Brazil). *Fisheries Management and Ecology* **8** : 173-186.
- Sultan Ali, M. A., K. Krishnamurthy & M. J. Prince Jeyaseelan. 1983. Energy flows through the benthic ecosystem of the mangroves with special reference to nematodes. *Mahasagar Bulletin of the National Institute of Oceanography* **16** (3) : 317-325.
- Sykes, J. E. & C. S. Manooch III. 1979. Estuarine Predator-prey relations, pp 93-101. In H. Clepper (Ed.), *Predator-Prey systems in fisheries management*. International Symposium on Predator-Prey Systems in Fish communities and their role in Fisheries Management, 24-27 Juillet 1978. Sport Fishing Institute Washington D. C., 501 p.
- Taniguchi, H. et M. Tokeshi. 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology* **49**: 1164-1178.
- Tester, P. A. & J. T. Turner. 1991. Why is *Acartia tonsa* restricted to estuarine habitats? Proceeding of the 4th International Copepod Conference, *Bulletin Plankton Society Japan, Spec.*, Vol. 603-611.

- Teugels, G., J. F. Guegan & J. J. Albaret (Eds.) 1999. Diversité biologique des poissons d'eaux douces et saumâtres d'Afrique. *Annales du Muséum. Royal d'Afrique Centrale, Zoologie*, 275 p.
- Thayer, G. W, W. E. Schaff, J. W. Angelovic & M. W. LaCroix. 1973. Caloric measurements of some estuarine organisms. *Fishery Bulletin* **71** (1) : 289-296.
- Thiagarajan, R., S. Lazarus, Y. A. sastry, M. Z. Khan, H. M. Kasim & K. S. Scariah. 1992. Stock assessment of the ribbonfish, *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) from the Indian waters. *Indian Journal of Fisheries*, **39** (3, 4) : 182-194.
- Thiero Yatabary, N. 1983. Contribution à l'étude du régime alimentaire de *Synodontis schall* (Bloch-Schneider, 1801) dans le delta central du fleuve Niger. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **16** (3) : 227-286.
- Tilman, D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability, *Ecology*, **77** (2) : 350-363.
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, **80** (5) : 1455-1474.
- Tilman, D. & J. A. Downing. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* **367** : 363-365.
- Toure, D. & I. D. Gningue. 1991. Variations spatio-temporelles de la biomasse phytoplanctonique sur le plateau continental sénégalais, pp. 90 - 102. In P. CURY and C. ROY (Eds.), *Pêcheries Ouest Africaines : Variabilité, instabilité et changement*. Op. cited.
- Tito de Morais, A. & L. Tito de Morais. 1994. The abundance and diversity of larval and juvenile fish in a tropical estuary. *Estuaries* **12** : 216-225.
- Toussaint, O. & E. D. Schneider. 1998. The thermodynamics and evolution of complexity in biological systems. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **120** : 3-9.
- Turner, J. L. 1977. Some effects of demersal trawling in Lake Malawi (Lake Nyasa) from 1968 to 1974. *Journal of Fish Biology*, **10** : 261-271.
- Twilley, R. R. 1985. An analysis of mangrove forests along the Gambia river estuary: implication for the management of estuarine resources. *International Programs Report No. 6*. The University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 75 p.
- Ugland, K. I. & J. S. Gray. 1982. Log normal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos* **39** : 171-178.
- Ulanowicz, R. E. 1980. A hypothesis on the development of natural communities. *Journal of Theoretical Biology* **85** : 223-245.
- Ulanowicz, R. E. 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag, New York, 203 p.
- Ulanowicz, R. E. 1995. Ecosystem trophic foundations: lindeman exonerata, Chapitre 21, pp. 549-560. In B. C. Patten & S. E. Jorgensen (Eds.), *Complex Ecology: The Part-whole Relation in Ecosystems*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Ulanowicz, R. E. 1997. Ecology, the Ascendent Perspective. Columbia University Press, New York, 201 p.
- Ulanowicz, R. E. 1998. NETWRK4.2. A package of computer algorithms to analyze ecological flow networks. University of Maryland. Chesapeake Bay Laboratory, Solomons, M. D.
- Ulanowicz, R. E. & F. Wulff. 1991. Comparing ecosystem structures : the Chesapeake Bay and the Baltic Sea, pp. 140-166. In J. Cole, G. Lovett & S. Findlay (Eds.), *Comparative analysis of ecosystems: patterns, mechanisms and theories*, Springer-Verlag, Berlin.
- UNESCO. 1982. Atelier d'étude des mangroves et de l'estuaire du Saloum, Sénégal: *Rapport Final UNESCO*, Sénégal, 175 p.
- UNESCO. 1985. L'estuaire et la mangrove du Sine-Saloum: Résultats d'un atelier régional UNESCO-COMAR tenu à Dakar, Sénégal. *UNESCO*, Sénégal. 139 p.

- Van Dobben, W. H. & R. H. Lowe-MacConnell (Eds.). 1980. *Conceptos Unificadores en Ecología*, Editorial Blume, Barcelone, 190 p.
- Van Maren, M. J. 1985. Macro-invertebrate bottom fauna of the Gambia river, West Africa. *International Programs Report No. 4*. The University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 118 p.
- Van Weerd, J. H. & J. Komen. 1998. The effects of chronic stress on growth in fish: a critical appraisal. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **120** : 107-112.
- Vasconcellos, M., S. Mackinson, K. Sloman & D. Pauly. 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling* **100** : 125-134.
- Vega-Cendejas, M. E. & F. Arreguín-Sánchez. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling* **137** : 119-133.
- Vega-Cendejas, M. E., F. Arreguín-Sánchez & M. Hernández. 1993. Trophic fluxes on Campeche Bank, Mexico, p. 206-213. In V. Christensen & D. Pauly (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, ICLARM Conference Proceedings **26** : 390 p.
- Vega-Cendejas, M. E. & M. Hernández de Santillana. 2004. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60** : 285-199.
- Vidy, G. 2000. Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine-Saloum system (Sénégal). *Wetlands Ecology and Management* **8** : 37-51.
- Vidy, G., F. S. Darboe & E. M. Mbye. 2004. Juvenile fish assemblages in the creeks of the Gambia estuary. *Living Aquatic Resources* **17** : 56-64.
- Vincke, P. & J. C. Philippart. 1984. Mission d'évaluation de la pisciculture en République Populaire du Bénin. Université de Liège. *Centre de Coopération au Développement (CECODEL)*. Liège, Belgique, 128 p.
- Virnstein, R. W. 1977. The importance of predation by crabs and fishes on benthic fauna in Chesapeake Bay. *Ecology* **58** : 119-1217.
- Villanueva, M. C., J.-J. Albaret, P. Lalèyè, S. Brosse, Y.-S. Park, A. Aguilar Ibarra, L. Geoffroy, M. Simier, & S. Lek. A comparison of fish assemblages in West African brackish waters using self-organizing maps. En preparation A.
- Villanueva, M. C., J.-J. Albaret, P. Lalèyè, L. Tito de Morais, R. Laë et J. Moreau. Comparing trophic fluxes and trophic dynamics of two West African coastal lagoons. En preparation B
- Villanueva, P. Lalèyè, R. Laë, J. J. Albaret, L. Tito de Morais, M. Simier & J. Moreau. 2003. Preliminary trophic models of two West African Coastal Lagoons, Lagoon Ébrié (Ivory Coast) and Lake Nokoué (Benin). Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. pp 153-155. PICARTS (Ed.)–Bénin. (Proceedings in press in 'Studies in Afrotropical Zoology', 2005 - Belgium).
- Villanueva, M. C., L. Tito de Morais, J. Weigel & J. Moreau. 2002. Evolution of the fish production under various fisheries management strategies in the reserved biosphere of the Saloum delta using ECOPATH 4: Symposium international "Pêcheries.maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : Un demi siècle de changement (24-28 Juin 2002 Dakar, Sénégal).
- Vonshak, A., R. Guy & M. Guy. 1988. The response of the filamentous cyanobacterium *Spirulina platensis* to salt stress. *Archives of Microbiology* **150** : 417-420.
- Vorwerk, P. D., A. K. Whitfield, P. D. Cowley & A. W. Paterson. 2003. The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environmental Biology of Fishes* **66** : 237-247.
- Wackernagel, M. & W. Rees. 1996. *Our Ecological footprint: Reducing human impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, Canada.

- Waggoner, P. E. 1992. Preparing U. S. Agriculture for global climate change. Council for Agricultural Science and Technology, Ames.
- Walters, C., V. Christensen & D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass balanced assessments. *Review of Fish biology and Fisheries* **7** : 139- 172.
- Walters, C., D. Pauly & V. Christensen. 1999. Ecospace, prediction of meso-scale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* **2** : 539-554.
- Walters, C., D. Pauly, V. Christensen & J. F. Kitchell. 2000. Representing density dependent consequences of life history in aquatic ecosystems. EcoSim II. *Ecosystems* **3** : 70-83.
- Waples, R. S., R.G Gustafson, L. A. Weitkamp, J. M. Myers, O. W. Johnson, P. J. Busby, J. J. Hard, G. J. Bryant, F. W. Waknitz, K. Neely, D. Teel, W. S. Grant, G. A. Winans, S. Phelps, A. Marshall and B. M. Baker. 2001. Characterizing diversity in Salmon from the Pacific Northwest. *Journal of Fish Biology*, **59** (Supp A) : 1-4.
- Ward, J. H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* **58** : 236-244.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* **92** : 557-562.
- Warwick, R. M., T. Pearson & H. Ruswahyuni. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology* **95** : 193-200.
- Weigel, J.-Y. 1998. Enjeux et défis des pêcheries africaines. *Afrique Contemporaine* **187** : 3-14.
- Weis, J. S., G. M. Smith & T. Zhou. 1999. Altered predator/prey behavior in polluted environments: implications for fish conservation. *Environmental Biology of Fishes* **55** : 43-51.
- Weis, J. S., G. Smith & C. Santiago-Bass. 2000. Predator/prey interactions: a link between the individual level and both higher and lower level effects of toxicants in aquatic ecosystems. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* **7** : 145-153.
- Welcomme, R. L. 1972. An evaluation of the "acadja" method of fishing as practised in the coastal lagoons of Dahomey (West Africa). *Journal of Fish Biology* **4** : 39 – 55.
- Welcomme, R. L. 1999. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fisheries Management and Ecology* **6** : 1-19.
- Welcomme, R. L., R. A. Ryder and J. A. Sedell. 1989. Dynamics of fish assemblages in river systems: a synthesis. In. D. P. Dodge (Ed.), Actes de Colloque international sur les Grandes Rivières. *Canada Special. Publications. of Fisheries and Aquatic Sciences.*, **106** : 569-577.
- West, R. J. & T. R. Walford. 2000. Estuarine fishes in two large eastern Australian coastal rivers – does prawn trawling influence fish community structure? *Fisheries Management and Ecology* **7** : 523-536.
- Whitehead, V. 1969. Investigations into the food habits of some juvenile fish in the Volta Lake during the period from October 1968 to March 1969 with some notes on distribution and abundance. University of Ghana, *Volta Research Project Technical Report*, X30.
- Whitehead, J. P., G. J. Nelson & T. Wongratana. 1988. FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (Suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. Part 2 - Engraulidae. *FAO Fisheries Synopsis.*, **7** (125) Pt. 2 : 579 p.
- Whitfield. A. K. 1980. 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. *South African Journal of Science* **79** : 362-365.

- Whitfield, A. K. 1996. A review of estuarine ichthyology in South Africa over the past 50 years. *Transactions of the Royal Society of South Africa* **51** : 79-89.
- Whitfield, A. K. 1998. Biology and ecology of fishes in Southern African estuaries. Ichthyological Monographs of the J. L. B. Smith Institute of Ichthyology, N° 2, Grahamstown, South Africa.
- Whitfield, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Review in Fish Biology and Fisheries* **9** : 151-186.
- Whitfield, A. K. & M. Elliott. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* **61** (Supplement A) : 229-250.
- Wijeyaratne, M. J. S. & H. H. Costa. 1987. Fishery, seasonal abundance and mortality of grey mullets (Pisces: Mugilidae) in Negombo Lagoon, Sri Lanka. *Journal of Applied Ichthyology* **3** : 115-118.
- Winemiller, K. O. 1995. Aspects structurels et fonctionnels de la biodiversité des peuplements de poissons. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture* **337/338/339** : 23-45.
- Winemiller, K. O. & L. C. Kelso-Winemiller. 1994. Comparative ecology of the African pike, *Hepsetus odoe*, and Tigerfish, *Hydrocynus forskahlii*, in the Zambezi River floodplain. *Journal of Fish Biology* **45** : 211-225.
- Winemiller, K. O. & L. C. Kelso-Winemiller. 1996. Comparative ecology of catfishes of the Upper Zambezi river floodplain. *Journal of Fish Biology* **49** : 1043-1061.
- Wolanski, E. 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. *Hydrobiologia* **247** : 141-161.
- Wolansky, E., Y. Mazda, B. King & S. Gay. 1990. Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook channel, a giant mangrove swamp, Australia. *Estuaries, Coastal and Shelf Sciences* **31** : 555-579.
- Wolff, F. 1994. A trophic model for Tongoy Bay- a system exposed to suspended scallop culture (Northern Chile). *Journal of Experimental Marine Biology*, **182** : 149-168.
- Wolff, M., V. Koch & V. Isaac. 2000. A trophic model of the Caeté mangrove estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **50** : 789 – 803.
- Wulff, F. & R. E. Ulanowicz. 1989. A comparative anatomy of the Baltic Sea and Chesapeake Bay ecosystem, pp. 232-256. In F. Wulff, J. G. Field & K. H. Mann (Eds.), *Network analysis in marine ecology – Methods and Applications*. Coastal and Estuarine Studies, Vol. 32, Springer-Verlag, New York.
- Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). 1985. Fish Community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration. UNAM Press, Mexico, 654 p.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. L. Dominguez & D. Pauly. 1994. Coastal lagoons as fish habitats. In B. Kjerfve (Ed.), *Coastal lagoon processes*. Elsevier Oceanography Series **60** : 363-376.
- Yodzis, P. & K. O. Winemiller. 1999. In search of operational trophospecies in a tropical aquatic food web. *Oikos* **87** : 327-340.
- Young, G. C. & I. C. Potter. 2002. Influence of exceptionally high salinities, marked variations in freshwater discharge and opening of estuary mouth on the characteristics of a normally closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55** : 223-246.
- Zabi, S. G. F. & P. Le Lœuff. 1992. Revue des connaissances sur la faune benthique des milieux margino-littoraux d'Afrique de l'Ouest: Première partie: biologie et écologie des espèces. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **25** (3) : 209-251.
- Zabi, S. G. F. & P. Le Lœuff. 1993. Revue des connaissances sur la faune benthique des milieux margino-littoraux d'Afrique de l'Ouest: Deuxième partie: peuplements et biotopes. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* **26** (1) : 19-51.

- Zabi, S. G. F. & P. Le Lœuff. 1994. La macrofaune benthique, pp 189-227. In J.R.Durand *et al* (Eds.), *Environnement et ressources aquatiques de Côte d'Ivoire Tome I-Les milieux lagunaires*. Op. cit.
- Zeng, M.-T. & A. Vonshak. 1998. Adaptation of *Spirulina platensis* to salinity-stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **120** : 113-118.
- Zetina-Rejón, M. J., F. Arreguín-Sánchez & E. A. Chávez. 2001. Using ecosystem modelling approach to assess the management of a Mexican coastal lagoon system. *CalCOFI Rep.*, **42** : 88-96.
- Zetina-Rejón, M. J., F. Arreguín-Sánchez & E. A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **57** : 1-13.
- Zetina-Rejón, M. J., F. Arreguín-Sánchez & E. A. Chávez. 2004. Exploration of harvesting strategies for the management of a Mexican coastal lagoon fishery. *Ecological Modelling* **172** : 361-372.

## *Annexes*

---





# *Annexe I*

## **Pêches expérimentales**

---



**Annexe I.** Inventaire ichthyofaunistique des MEL de l'Afrique de l'Ouest considérés pour cette étude. Les espèces sont rangées par famille et classées dans les catégories écologiques (CE) indiquées par Albaret (1994) : formes continentales (C) ; formes continentales occasionnelles (Co) ; formes continentales à affinité estuarienne (Ce) ; formes estuariennes d'origine continentale (Ec) ; formes estuariennes d'origine marine (Em) ; formes estuariennes strictes (Es) ; formes marines accessoires (Ma) ; formes marines-estuariennes (ME) ; formes marines occasionnelles (Mo) ; Sine-Saloum (S) ; Gambie (G) ; Ébrié (E) et Nokoué (N). La classification des espèces par famille a été faite selon Seret et Opic (1990) et Froese et Pauly (2003). L'abondance (A) est le nombre d'individus observés et P est le poids correspondant exprimé en kg. (\*) Espèce recensée dans notre étude mais qui n'est pas signalée avant ; (●) signalé dans la pêche expérimentale mais n'apparaissant pas dans les années considérées pour notre étude ; (x) signalé par les autres études antérieures sur le même milieu mais qui non observé pendant notre étude. (Sources : Dorr *et al.* 1985 ; Albaret 1994 ; Diouf 1996 ; Adité et Winemiller 1997 ; Niyonkuru 2001 ; Laléyé *et al.* 2003 ; Simier *et al.* 2003 ; Albaret *et al.* 2004 ; Simier *et al.* 2004).

Chondrichthyes											
Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Dasyatidae	<i>Dasyatis centroura</i> (Mitchill, 1815)	DCE	Mo	x	x						
Dasyatidae	<i>Dasyatis margarita</i> (Günther, 1870)	DMA	Em	21	22,17	10	9,83	●	●		
Dasyatidae	<i>Dasyatis margaritella</i> (Compagno & Roberts, 1984)	DAM	Em	4	2,697	51	2,70	81	21,73		
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	DPA	Mo	x	x						
Dasyatidae	<i>Dasyatis (Urogymnus) ukpam</i> (Smith, 1863)	UUK	Mo			11	7,00				
Dasyatidae	<i>Urogymnus asperrimus (africanus)</i> (Bloch & Schneider, 1801)	UAF	Mo					●	●		
Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus, 1758)	GAL	Mo	x	x						
Gymnuridae	<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	GMI	Ma	1	0,66	3	7,84				
Myliobatidae	<i>Pteromylaeus bovinus</i> (Geoffroy Saint Hilaire, 1817)	PBV	Mo	x	x						
Myliobatidae	<i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill, 1815)	RBO	Mo	2	29,50						
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos albomaculatus</i> (Norman, 1930)	RAL	Mo	x	x	x	x				
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos cemiculus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	RCE	Ma	8	14,36						
Osteichthyes											
Acanthuridae	<i>Acanthurus monroviae</i> (Steindachner, 1876)	AMO	Mo	3	0,42			11	0,75	2	0,03
Albulidae	<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	AVU	Mo	1	0,01			●	●		
Alestiidae	<i>Alestes baremoze</i> (Joannis, 1835)	ABA	Co			131	0,49				
Alestiidae	<i>Brycinus imberi</i> (Peters, 1852)	ALI	Co					●	●		
Alestiidae	<i>Brycinus longipinnis</i> (Günther, 1864)	ALO	Ce					47	0,44		
Alestiidae	<i>Brycinus macrolepidotus</i> (Valenciennes, 1850)	AMA	Ce					22	0,86		
Alestiidae	<i>Brycinus nurse</i> (Rüppel, 1832)	ANU	Co			8	0,31	2	0,09	11	0,15

## Annexe I Pêches expérimentales

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Alestiidae	<i>Hydrocynus brevis</i> (Günther, 1864)	HBR	Co			x	x	+			
Alestiidae	<i>Hydrocynus forskalii</i> (Cuvier, 1819)	HFO	Co			x	x	•	•		
Alestiidae	<i>Rhabdalestes septentrionalis</i> (Boulenger, 1911)	HIN	Co					•	•		
Anabantidae	<i>Ctenopoma kingsleyae</i> (Günther, 1896)	CKI	Co			x	x	•	•		
Antennariidae	<i>Antennarius pardalis</i> (Valenciennes, 1837)	APA	Mo	23	4,43						
Antennariidae	<i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)	ANO	Ma					16	0,38	+	+
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	AMI	Mo					•	•		
Arapaimidae	<i>Heterotis niloticus</i> (Cuvier, 1829)	HNI	Co					•	•		
Ariidae	<i>Arius heudelotii</i> (Valenciennes, 1840)	AHE	Ma	7	1,62	39	58,03				
Ariidae	<i>Arius latiscutatus</i> (Günther, 1864)	AGA	ME	52	18,86	423	58,38	3	0,17		
Ariidae	<i>Arius parkii</i> (Günther, 1864)	ARP	Ma	14	5,36	82	8,26				
Bagridae	<i>Bagrus bajad</i> (Forsskål, 1775)	BBA	Ce			553	25,61				
Batrachoididae	<i>Batrachoides liberiensis</i> (Steindachner, 1867)	BLI	Ma	8	1,93	5	0,22				
Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i> (Steindachner, 1867)	BDI	Mo			x	x				
Belonidae	<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846)	AHI	Mo			x	x				
Belonidae	<i>Strongylura senegalensis</i> (Valenciennes, 1846)	BES	Em	x	x	2	0,11	40	2,25	7	0,15
Belonidae	<i>Tylosorus acus rafale</i> (Collette & Parin, 1970)	TRA	Mo	x	x	11	0,24				
Belonidae	<i>Tylosorus crocodilus</i> (Péron & Lesueur, 1821)	TCR	Mo	2	0,74						
Blenniidae	<i>Parablennius goreensis</i> (Valenciennes, 1836)	BLE	Es							x	x
Carangidae	<i>Alectis alexandrinus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	SAL	Mo	1	0,53			5	0,13		
Carangidae	<i>Alectis ciliaris</i> (Bloch, 1787)	ACI	Mo					•	•		
Carangidae	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	CHI	ME	19	2,29	6	0,22	536	39,64	40	0,23
Carangidae	<i>Caranx senegallus</i> (Cuvier, 1833)	CAS	ME	7	5,24	79	6,66	1 936	67,45		
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	CHL	ME	2 618	48,92	169	5,14	7 567	47,09		
Carangidae	<i>Decapterus rhonchus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	CRH	Mo	19	0,65			5	0,34		
Carangidae	<i>Hemicaranx bicolor</i> (Günther, 1960)	AAM	Mo	x	x	40	2,56	1	0,002		
Carangidae	<i>Lichia amia</i> (Linnaeus, 1758)	LAM	Ma	10	0,50	11	0,05	4	0,22		
Carangidae	<i>Selene dorsalis</i> (Gill, 1863)	VSE	ME	6	0,03			335	5,51		
Carangidae	<i>Trachinotus goreensis</i> (Cuvier, 1832)	TGO	Mo			x	x				
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	LGL	ME	1	0,07			70	1,52		

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Carangidae	<i>Trachinotus teraia</i> (Cuvier, 1832)	TFA	Em	3	8,54	20	34,86	360	64,93	x	x
Carangidae	<i>Trachurus trecae</i> (Cadenant, 1950)	TTR	Mo	79	2,37						
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus leucas</i> (Müller & Henle, 1839)	CLU	Mo			x	x				
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus limbatus</i> (Müller & Henle, 1839)	CLM	Mo			x	x				
Centropomidae	<i>Lates niloticus</i> (Linnaeus, 1762)	LNI	Co							21	0,07
Chaetodontidae	<i>Chaetodon hoefleri</i> (Steindachner, 1881)	CHO	Mo	1	0,004						
Channidae	<i>Parachanna obscura</i> (Günther, 1861)	POB	Ce					•	•		
Charcharhinidae	<i>Charcharhinus leucas</i> (Müller & Henle, 1839)	CLU	Mo			x	x				
Charcharhinidae	<i>Charcharhinus limbatus</i> (Müller & Henle, 1839)	CLM	Mo			x	x				
Cichlidae	<i>Chromidotilapia guentheri</i> (Sauvage, 1882)	PGU	Co	x	x			1	0,03		
Cichlidae	<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Gill, 1862)	HBI	Co			x	x	•	•		
Cichlidae	<i>Hemichromis fasciatus</i> (Peters, 1857)	HFA	Ec	x	x	x	x	417	20,58	194	3,65
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	TNI	Co					•	•		
Cichlidae	<i>Sarotherodon melanotheron</i> (Rüppel, 1852)	THE	Es	228	7,18	4	0,51	1 291	146,26	865	41,57
Cichlidae	<i>Sarotherodon occidentalis</i> (Daget, 1962)	SOC	C			x	x				
Cichlidae	<i>Thysochromis ansorgii</i> (Boulenger, 1901)	PER	Co					•	•		
Cichlidae	<i>Tilapia brevinanus</i> (Boulenger, 1911)	TBR	C			x	x				
Cichlidae	<i>Tilapia guineensis</i> (Günther, 1862)	TGU	Es	118	29,75	2	0,39	1 789	134,89	160	5,86
Cichlidae	<i>Tilapia mariae</i> (Boulenger, 1899)	TMA	Ec			x	x	38	3,20		
Cichlidae	<i>Tilapia zillii</i> (Gervais, 1848)	TZI	Co							•	•
Cichlidae	<i>Tylochromis jentinki</i> (Steindachner, 1894)	TJE	Es			2	0,48	893	73,22		
Clariidae	<i>Clarias anguillaris</i> (Linnaeus, 1758)	CLS	Co			2	4,40	•	•		
Clariidae	<i>Clarias ebriensis</i> (Pellegrin, 1920)	CLE	Es					•	•	1	0,01
Clariidae	<i>Clarias garipepinus</i> (Burchell, 1822)	CGA	Co			x	x	•	•	2	0,35
Clariidae	<i>Heterobranchus isoferus</i> (Bleeker, 1863)	HIS	Ce					2	0,73		
Clariidae	<i>Heterobranchus longifilis</i> (Valenciennes, 1840)	HLO	Ce					•	•		
Claroteidae	<i>Chrysichthys auratus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809)	CFI	Ec			x	x	1 451	51,76	78	2,48
Claroteidae	<i>Chrysichthys johnelsi</i> (Daget, 1959)	CJO	Ce			12	0,46				
Claroteidae	<i>Chrysichthys maurus</i> (Valenciennes, 1840)	CWA	Ec			821	5,68	6 630	279,10		
Claroteidae	<i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> (Lacepède, 1803)	CNI	Ec			94	23,76	2 420	508,46	69	5,51

## Annexe I Pêches expérimentales

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Clupeidae	<i>Cynothrissa ansorgii</i> (Boulenger, 1910)	OAN						•	•		
Clupeidae	<i>Ethmalosa fimbriata</i> (Bowdich, 1825)	EFI	Em	15 638	254,97	12 606	510,32	120 841	2 450,36	2 465	10,07
Clupeidae	<i>Laeviscutella dekimpei</i> (Poll, Whitehead & Hopson, 1965)	LAD	Es					•	•		
Clupeidae	<i>Pellonula leonensis</i> (Boulenger, 1916)	PEF	Ec			77	0,90	973	13,89	128	0,27
Clupeidae	<i>Sardinella aurita</i> (Valenciennes, 1847)	SAU	Ma	120	0,78			57	1,09		
Clupeidae	<i>Sardinella maderensis</i> (Lowe, 1838)	SEB	ME	71 083	1 135,07	3 784	65,50	18 168	251,62		
Congridae	<i>Uroconger lepturus</i> (Richardson, 1845)	ULE	Mo					•	•		
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus cadenati</i> (Chabanaud, 1947)	CCA	Ma	x	x						
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus monodi</i> (Chabanaud, 1949)	CYM	Mo	2	0,33						
Cynoglossidae	<i>Cynoglossus senegalensis</i> (Kaup, 1858)	CYS	Em	42	7,68	189	25,46	412	28,52	11	0,49
Cyprinidae	<i>Barbus ablaves</i> (Bleeker, 1863)	BAB	Co					•	•		
Cyprinidae	<i>Barbus bynni waldroni</i> (Norman, 1935)	BWA	Co					•	•		
Cyprinidae	<i>Labeo coubie</i> (Rüppel, 1832)	LCO	Co					•	•		
Cyprinodontida	<i>Aplocheilichthys rancureli</i> (Daget, 1965)	ARA	Co					•	•		
Cyprinodontida	<i>Aplocheilichthys spilauchen</i> (Duméril, 1861)	ASP	Es	x	x					x	x
Cyprinodontida	<i>Epiplatys chaperi</i> (Sauvage, 1882)	ECH	Ce					•	•		
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	CVO	Mo					•	•		
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	DIM	Mo					1	0,11		
Distichodontida	<i>Distichodus rostratus</i> Günther, 1864	DRO	Co							5	0,11
Drepaneidae	<i>Drepane africana</i> Osório, 1892	DAF	ME	105	38,47	28	1,57	•	•		
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	ENA	Mo	1	0,05			1	0,04		
Eleotridae	<i>Bostrychus africanus</i> (Steindachner, 1879)	HAF	Es	x	x	1	0,03	•	•	1	0,01
Eleotridae	<i>Butis koilomatodon</i> (Bleeker, 1849)	BKO		x	x						
Eleotridae	<i>Dormitator lebretonis</i> (Steindachner, 1870)	DLE	Es			x	x	•	•	851	0,80
Eleotridae	<i>Eleotris senegalensis</i> Steindachner, 1870	ESE	Es			x	x	21	0,56	17	0,19
Eleotridae	<i>Eleotris vittata</i> Duméril, 1861	EVI	Es			x	x	11	1,16	661	1,59
Eleotridae	<i>Kribia nana</i> (Boulenger, 1901)	KNA								x	x
Elopidae	<i>Elops lacerta</i> Valenciennes, 1847	ELA	ME	119	13,20	132	9,85	5 912	387,40	351	5,69
Elopidae	<i>Elops senegalensis</i> Regan, 1909	ELS	Ma	2	0,48	x	x				
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	AGU	Ma	x	x					x	x

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Ephippidae	<i>Ephippus goreensis</i> Cuvier, 1831	CHG	Mo	4	0,08						
Ephippidae	<i>Chaetodipterus lippei</i> Steindachner, 1895	CLI	Ma	18	2,59	5	0,27				
Exocoetidae	<i>Fodiator acutus</i> (Valenciennes, 1847)	FAC	Ma	2	0,05			11	0,22		
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803	FVI	Mo					•	•		
Fistulariidae	<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	FTA	Mo	x	x						
Gerridae	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	GME	ME	2 555	46,98	10	0,34	2 017	37,16	736	3,19
Gerridae	<i>Gerres nigri</i> Günther, 1859	GNI	Es	4 059	129,80	43	2,52	4 647	86,60	x	x
Gobiidae	<i>Awaous lateristriga</i> (Duméril, 1861)	CLT	Es					•	•		
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	BSO	Es					•	•	66	0,38
Gobiidae	<i>Ctenogobius lepturus</i> (Pfaff, 1933)	CTL	Es							8	0,16
Gobiidae	<i>Gobioides africanus</i> (Giltay, 1935)	GAF	Es							31	0,06
Gobiidae	<i>Gobioides ansorgii</i> (Boulenger, 1909)	GAN	Es					7	0,31	291	1,25
Gobiidae	<i>Gobionellus occidentalis</i> (Boulenger, 1909)	OOC	Es					276	2,43	149	1,29
Gobiidae	<i>Nematogobius maindroni</i> (Sauvage, 1880)	NMA	Es			1	0,001	•	•		
Gobiidae	<i>Periophthalmus barbarus</i> (Linnaeus, 1766)	PBA	Es	x	x	x	x	•	•		
Gobiidae	<i>Porogobius schlegelii</i> (Günther, 1861)	ACS	Es	1	0,003	2	0,004	353	3,88	x	x
Gobiidae	<i>Yongeichthys thomasei</i> (Boulenger, 1916)	GTH	Es	x	x			•	•		
Haemulidae	<i>Brachydeuterus auritus</i> (Valenciennes, 1832)	BAU	ME	6 279	82,42	17	0,25	799	6,19		
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i> (Bowdich, 1825)	PIN	Ma	59	1,08			•	•		
Haemulidae	<i>Pomadasys jubelini</i> (Cuvier, 1830)	PJU	Em	245	20,78	21	1,10	1 420	87,80	20	0,96
Haemulidae	<i>Pomadasys perotaei</i> (Cuvier, 1830)	PPE	Em	429	33,91	14	0,62			x	x
Haemulidae	<i>Pomadasys rogeri</i> (Cuvier, 1830)	PRO	Mo	1	0,12			•	•		
Haemulidae	<i>Plectorhinchus macrolepis</i> (Boulenger, 1899)	PLM	Em	14	19,67	1	1,12	17	2,32		
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i> Lesueur, 1821	HBA	EM					17	1,00		
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	HBR	Ma	16	0,90						
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus picarti</i> (Valenciennes, 1847)	HPI	Ma	x		x	x	10	0,23	13	0,06
Hepsetidae	<i>Hepsetus odoe</i> (Bloch, 1794)	HOD	Co			x	x	5	0,69	8	0,10
Heterenchelyida	<i>Pythonichthys macrurus</i> (Regan, 1912)	PYM	Mo					•	•		
Heterotidinae	<i>Heterotis niloticus</i> (Cuvier, 1829)	HNI	Co			x	x				
Lethrinidae	<i>Lethrinus atlanticus</i> Valenciennes, 1830	LAT	Mo					•	•		

## Annexe I Pêches expérimentales

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	LSU	Ma	1	8,10	x	x			11	0,07
Lutjanidae	<i>Lutjanus agennes</i> Bleeker, 1863	LAG	Mo							x	x
Lutjanidae	<i>Lutjanus dentatus</i> (Duméril, 1861)	LUD	Mo					•	•		
Lutjanidae	<i>Lutjanus goreensis</i> (Valenciennes, 1830)	LGO	ME	1	0,10			12	1,10	9	0,75
Malapterudidae	<i>Malapterurus electricus</i> (Gmelin, 1789)	MEL	Co					•	•		
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	TAT	Mo					•	•	•	•
Mochokidae	<i>Synodontis bastiani</i> Daget, 1948	SBA	Co					•	•		
Mochokidae	<i>Synodontis batensoda</i> Rüppel, 1832	BBA	Co			553	25,61	•			
Mochokidae	<i>Synodontis gambiensis</i> Günther, 1864	SYG	Ce			1 498	73,38	•			
Mochokidae	<i>Synodontis membranaceus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1809)	HME	Co			x	x				
Mochokidae	<i>Synodontis nigrita</i> Valenciennes, 1840	SNI	Co							4	0,04
Mochokidae	<i>Synodontis schall</i> (Bloch & Schneider, 1801)	SSC	Co	x	x						
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	SHI	Mo	11	0,74	130	6,07	846	19,31	11	0,43
Monodactylidae	<i>Monodactylus sebae</i> (Cuvier, 1829)	PSB	Es							4	0,03
Mormyridae	<i>Brienomyrus niger</i> (Günther, 1866)	BNI	Co			4	1,03			2	0,09
Mormyridae	<i>Hyperopisus bebe bebe</i> (Lacepède, 1803)	HBO	Co					1	0,10		
Mormyridae	<i>Marcusenius furcidens</i> (Pellegrin, 1920)	MFU	Co			553	25,61	•			
Mormyridae	<i>Marcusenius ussheri</i> (Günther, 1867)	MBR	Co					28	2,55		
Mormyridae	<i>Mormyrops anguilloides</i> (Linnaeus, 1758)	MAN	Ce			3	0,56				
Mormyridae	<i>Mormyrus hasselquistii</i> Valenciennes, 1847	MHA	Co					•	•		
Mormyridae	<i>Mormyrus rume</i> Valenciennes, 1847	MRU	Co					•	•		
Mormyridae	<i>Petrocephalus bovei</i> (Valenciennes, 1847)	PBO	Co					13	0,21		
Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)	DPU	Mo	2	1,16						
Mugilidae	<i>Liza bandialensis</i> n. sp.	LBA	Ma	x	x						
Mugilidae	<i>Liza dumerili</i> (Steindachner, 1870)	LDU	Em	768	61,11	x	x	•	•	x	x
Mugilidae	<i>Liza falcipinnis</i> (Valenciennes, 1836)	LFA	Em	126	8,69	164	10,45	100	11,46	33	1,23
Mugilidae	<i>Liza grandisquamis</i> (Valenciennes, 1836)	LGR	Em	155	22,64	728	47,73	536	41,12	x	x
Mugilidae	<i>Mugil bananensis</i> (Pellegrin, 1927)	MBA	ME	121	10,93	1	0,07	•	•	x	x
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	MCE	ME	49	5,63	2	0,19	•	•	23	0,82
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	MCU	Em	38	3,523			126	12,84	x	x



## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Muliidae	<i>Pseudupeneus prayensis</i> (Cuvier, 1829)	PPR	Mo	3	0,11			•	•		
Muraenidae	<i>Gymnothorax afer</i> Bloch, 1795	LAF	Mo					•	•		
Notopteridae	<i>Papyrochranus afer</i> (Günther, 1868)	PAA	Co					•	•		
Ophichthidae	<i>Dalophis boulengeri</i> (Blache, Cadenat & Bauchot, 1970)	CCE	Es							26	0,93
Ophichthidae	<i>Myrophis plumbeus</i> (Cope, 1871)	MPL						•	•	x	x
Ophichthidae	<i>Pisodonophis semicinctus</i> (Richardson, 1848)	PIS	Mo	x	x	2	0,45				
Paralichthyidae	<i>Citharichthys stampflii</i> (Steindachner, 1894)	CST	Em	19	0,32	19	0,30	5 545	56,28	251	2,04
Periophthalmidae	<i>Periophthalmus barbarus</i> (Linnaeus, 1766)	PPA	Es	x	x	x	x	•	•		
Platycephalidae	<i>Solitas gruweli</i> (Pellegrin, 1905)	PLG	Mo					•	•		
Polynemidae	<i>Galeoides decadactylus</i> (Bloch, 1759)	GDE	ME	1 219	33,20	204	6,26	65	2,68		
Polynemidae	<i>Pentanemus quinquarius</i> (Linnaeus, 1758)	PQQ	Ma	x	x	395	9,44	4	0,26		
Polynemidae	<i>Polydactylus quadrifilis</i> (Cuvier, 1829)	POQ	ME	4	1,74	125	53,81	815	90,12	14	0,28
Polypteridae	<i>Polypterus endlicheri endlicheri</i> Heckel, 1847	PEN	Co					5	1,34		
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	CHM	Mo					•	•		
Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	PRA	Mo					2	0,02		
Pristidae	<i>Pristis perotteti</i> Müller & Henle, 1841	PRP				x	x				
Pristigasteridae	<i>Ilisha africana</i> (Bloch, 1795)	IAF	Em	4 988	75,62	6 270	101,26	•	•		
Psettodidae	<i>Psettodes belcheri</i> Bennett, 1831	PBE	Mo	151	3,34						
Scaridae	<i>Scarus hoefleri</i> (Steindachner, 1881)	SHO	Mo					•	•		
Schilbeidae	<i>Parailia pellucida</i> (Boulenger, 1901)	PHP	Ce					2 293	16,29	1	0,002
Schilbeidae	<i>Pareutropius buffei</i> (Gras, 1961)	PBU								1	0,002
Schilbeidae	<i>Schilbe mandibularis</i> (Günther, 1867)	EME	Ce					578	16,59	x	x
Schilbeidae	<i>Schilbe intermedius</i> Rüppell, 1832	SIN	Ce			174	3,77	72	1,44	91	0,05
Schilbeidae	<i>Schilbe mystus</i> (Linnaeus, 1758)	SMY	Ce					•	•		
Sciaenidae	<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)	ARE	Mo	27	0,85						
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus brachygnathus</i> (Bleeker, 1863)	PBR	ME	180	43,53	128	16,01	•	•		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus elongatus</i> (Bowdich, 1825)	PEL	Em	556	61,85	17 662	1 117,19	568	25,53		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus moori</i> (Günther, 1865)	PMO	Em	x	x						
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus senegalensis</i> (Valenciennes, 1833)	PSN	Ma	2	0,23	178	6,07	3	0,28		
Sciaenidae	<i>Pseudotolithus typus</i> Bleeker, 1863	PTY	ME	10	1,41	421	4,75	•	•		

## Annexe I Pêches expérimentales

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Sciaenidae	<i>Pteroscion peli</i> (Bleeker, 1863)	PTP	ME	154	0,51	83	0,74	5	0,20		
Sciaenidae	<i>Umbrina canariensis</i> Valenciennes, 1843	UCA	Mo			x	x				
Sciaenidae	<i>Umbrina ronchus</i> Valenciennes, 1843	URO	Mo			1	0,02				
Scombridae	<i>Orcynopsis unicolor</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	OUN	Mo	x	x						
Scombridae	<i>Scomberomorus tritor</i> (Cuvier, 1832)	CTR	Ma	175	29,99	x	x	79	6,39	18	0,13
Scorpaenidae	<i>Scorpaena angolensis</i> Norman, 1935	SAN	Mo					•	•		
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i> Valenciennes, 1833	SCM	Mo	x	x						
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	SCS	Mo	4	0,05						
Serranidae	<i>Cephalopholis nigri</i> (Günther, 1859)	PNI	Mo					•	•		
Serranidae	<i>Epinephelus aeneus</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	EAE	ME	21	5,10	x	x	114	10,96	x	x
Serranidae	<i>Epinephelus esonue</i> n. sp.	EES	Mo					•	•		
Soleidae	<i>Pegusa triophthalma</i> (Bleeker, 1863)	PTR	Ma	x	x			11	0,08	x	x
Soleidae	<i>Synaptura cadenati</i> Chabanaud, 1948	SCA	Mo	1	0,15	1	0,003				
Soleidae	<i>Synaptura lusitanica</i> Capello, 1868	SLU	Ma					11	0,19	13	0,17
Sparidae	<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	BBO	Mo					•	•		
Sparidae	<i>Dentex canariensis</i> Steindachner, 1881	DCA	Mo					•	•		
Sparidae	<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	DBE	Mo	9	0,13						
Sparidae	<i>Diplodus sargus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	DSA	Mo	x	x						
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	DVU	Mo	1	0,02						
Sparidae	<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	LMO	Mo	1	0,12						
Sparidae	<i>Pagrus caeruleostictus</i> (Valenciennes, 1830)	PEH	Ma	1	0,15			4	0,08		
Sphyraenidae	<i>Sphyraena afra</i> Peters, 1844	SPI	ME	2	1,83	17	2,25	307	29,23	x	x
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	SGU	ME	19	2,55	6	0,52			11	0,02
Stromateidae	<i>Stromateus fiatola</i> Linnaeus, 1758	SFI	Mo	x	x					x	x
Syngnathidae	<i>Enneacampus kaupi</i> (Bleeker, 1863)	SKA	ME					1	0,002		
Syngnathidae	<i>Hippocampus punctulatus</i> Kaup, 1856	HPU	Ma	x	x						
Syngnathidae	<i>Microphis brachyurus aculeatus</i> (Kaup, 1856)	MIB	Ma					•	•		
Synbranchidae	<i>Ophisteron afrum</i> (Boulenger, 1909)	OAF								1	0,02
Synodontidae	<i>Saurida brasiliensis</i> Norman, 1935	SPA	Mo					•	•		
Tetraodontidae	<i>Ephippion guttifer</i> (Bennett, 1831)	EGU	ME	23	49,41	33	2,34	1	0,002		

## Annexe I. Cont.

Famille	Espèces	CODE	CE	Sine-Saloum		Gambie		Ébrié		Nokoué	
				A	P	A	P	A	P	A	P
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	LLA	Ma	4	0,09	x	x	11	0,78	1	0,004
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1758)	SSP	Mo	x	x			1	0,01		
Torpedinidae	<i>Torpedo mackayana</i> Metzelaar, 1919	TOR	Mo	x	x						
Torpedinidae	<i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810	TOM	Mo	x	x						
Triakidae	<i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758)	GGA				x	x				
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepterus</i> Linnaeus, 1758	TLE	Ma	24	2,16	23	4,54	69	11,71	1	0,02
Triglidae	<i>Lepidotrigla cadmani</i> Regan, 1915	LED	Mo					•	•		
Total				112 645	2 434,04	46 482	2 312,40	194 102	5 194,45	6 034	93,83



*Annexe II*

**Régimes alimentaires**

---



## Annexe II. A. Composition du régime alimentaire (%) des différents groupes du modèle Sine-Saloum.

Proie \ Prédateur	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1 <i>Sphyraena guachancho</i>			0,001														
2 <i>Scromberomorus tritor</i>	0,002		0,001														
3 <i>Polydactylus quadrifilis</i>	0,005	0,002															
4 <i>Galeoides decadactylus</i>	0,010	0,010	0,005		0,005	0,001	0,001										
5 <i>Pseudolithus elongatus</i>	0,005		0,001														
6 <i>Pseudolithus brachygnathus</i>	0,005	0,005	0,001														
7 <i>Elops lacerta</i>	0,005	0,005															
8 <i>Arius latiscutatus</i>	0,010	0,010	0,005														
9 <i>Pomadasy jubelini</i>	0,010	0,010	0,005		0,005	0,002	0,002										
10 <i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,001	0,001															
11 <i>Caranx hippos</i>	0,001	0,001				0,001	0,001										
12 <i>Trachinotus teraia</i>	0,005	0,005	0,005			0,001	0,001	0,001									
13 <i>Citarichthys stampflii</i>	0,005	0,005	0,005		0,001		0,002										
14 <i>Cynoglossus sengalensis</i>	0,010	0,010	0,005		0,005	0,001											
15 <i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,070	0,070	0,050		0,005		0,010	0,010	0,001	0,001	0,005						
16 <i>Drepane africana</i>	0,005	0,005				0,0010											
17 <i>Dasyatis margarita</i>	0,001	0,005	0,001		0,001												
18 <i>Ilisha africana</i>	0,030	0,025	0,028		0,015	0,020	0,020	0,020	0,009	0,010							
19 <i>Brachydeuterus auritus</i>	0,020	0,030	0,020			0,020	0,020	0,015									
20 <i>Hemichromis fasciatus</i>			0,030		0,020			0,020	0,010	0,010							
21 <i>Hemiramphus brasiliensis</i>	0,003	0,003															
22 <i>Pellonula leonensis</i>	0,020	0,065				0,050	0,129		0,030	0,050							
23 <i>Trichiurus lepturus</i>	0,002	0,002															
24 <i>Monodactylus sebae</i>	0,005		0,005		0,005	0,010											
25 <i>Ethmalosa fimbriata</i>	0,400	0,300	0,095		0,051	0,200	0,100	0,030	0,020	0,005	0,090		0,050				
26 <i>Sardinella maderensis</i>	0,080	0,295	0,050			0,040	0,050	0,005	0,010	0,020	0,011		0,010				
27 <i>Liza falcipinnis</i>	0,030	0,100	0,007		0,010		0,010	0,005	0,005	0,005				0,005	0,010		
28 <i>Sarotherodon melanotheron</i>	0,010	0,020	0,080	0,005	0,031		0,005	0,050	0,025	0,010		0,005	0,010				
29 <i>Tilapia guineensis</i>	0,010	0,015		0,005			0,005					0,005					
30 Crevettes	0,240		0,266	0,400	0,411	0,350	0,550	0,200	0,110	0,255	0,442	0,315	0,500	0,110	0,240	0,100	0,500
31 Crabes			0,150	0,220	0,235	0,250		0,300	0,070		0,270	0,200	0,425	0,220	0,050	0,050	
32 Macrobenthos				0,120		0,053		0,086	0,350			0,175		0,360	0,250	0,250	0,300
33 Meiobenthos			0,150	0,100	0,102			0,100	0,200	0,030	0,072	0,250		0,200	0,200	0,050	0,150
34 Zooplancton			0,034	0,150	0,097		0,094	0,154	0,150	0,543	0,110	0,050		0,100	0,100	0,270	
35 Phytoplancton															0,100	0,160	
36 Phytobenthos															0,050	0,065	0,030
37 Détrit								0,010	0,010	0,060					0,010	0,055	0,020

Annexe II Régimes alimentaires

Annexe II. A. Cont.

Proie \ Prédateur	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34
1 <i>Sphyræna guachancho</i>																	
2 <i>Scromberomorus tritor</i>																	
3 <i>Polydactylus quadrifilis</i>																	
4 <i>Galeoides decadactylus</i>																	
5 <i>Pseudolithus elongatus</i>																	
6 <i>Pseudolithus brachygnathus</i>																	
7 <i>Elops lacerta</i>																	
8 <i>Arius latiscutatus</i>																	
9 <i>Pomadasys jubelini</i>																	
10 <i>Chloroscombrus chrysurus</i>																	
11 <i>Caranx hippos</i>																	
12 <i>Trachinotus teraia</i>																	
13 <i>Citarichthys stampflii</i>																	
14 <i>Cynoglossus senegalensis</i>																	
15 <i>Eucinostomus melanopterus</i>																	
16 <i>Drepane africana</i>																	
17 <i>Dasyatis margarita</i>																	
18 <i>Ilisha africana</i>			0,010				0,002										
19 <i>Brachydeuterus auritus</i>			0,010				0,002										
20 <i>Hemichromis fasciatus</i>																	
21 <i>Hemiramphus brasiliensis</i>																	
22 <i>Pellonula leonensis</i>			0,100			0,010											
23 <i>Trichiurus lepturus</i>						0,001											
24 <i>Monodactylus sebae</i>																	
25 <i>Ethmalosa fimbriata</i>						0,010	0,005										
26 <i>Sardinella maderensis</i>						0,002	0,005										
27 <i>Liza falcipinnis</i>						0,006	0,005										
28 <i>Sarotherodon melanotheron</i>			0,030	0,010		0,010											
29 <i>Tilapia guineensis</i>				0,005		0,001											
30 Crevettes	0,250		0,100		0,300	0,100	0,100										
31 Crabes					0,100	0,100	0,100							0,005			
32 Macrobenthos	0,150		0,200	0,150		0,160	0,205	0,140	0,250	0,300	0,005	0,001		0,400			
33 Meiobenthos	0,050		0,200	0,150		0,150	0,030	0,010	0,050	0,050	0,005	0,001	0,100	0,200		0,010	
34 Zooplancton	0,350	0,700	0,350		0,600	0,450	0,546	0,400	0,400	0,300	0,010	0,038	0,400	0,100		0,100	0,050
35 Phytoplankton	0,200	0,290		0,200				0,300	0,200	0,200	0,100	0,510	0,300	0,030	0,500	0,100	0,850
36 Phytobenthos				0,300				0,100	0,050	0,050	0,200	0,200	0,100	0,060	0,150	0,140	0,050
37 Détrit		0,010		0,185				0,050	0,050	0,100	0,680	0,250	0,100	0,205	0,350	0,650	0,050



## Annexe II. B. Composition du régime alimentaire (%) des différents groupes du modèle Gambie.

Proie \ Prédateur	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1 <i>Sphyraena afra</i>																			
2 <i>Polydactylus quadrifilis</i>	0,010																		
3 <i>Galeoides decadactylus</i>	0,020	0,005		0,005	0,005														
4 <i>Pseudotolithus elongatus</i>	0,005	0,005																	
5 <i>Pseudotolithus senegalensis</i>	0,040																		
6 <i>Elops lacerta</i>	0,030			0,002		0,005													
7 <i>Arius laticutatus</i>																			
8 <i>Pomadasys jebelini</i>	0,001																		
9 <i>Chloroscombrus chrysurus</i>				0,001															
10 <i>Caranx senegalensis</i>	0,005																		
11 <i>Trachinotus teraia</i>	0,001																		
12 <i>Citarichthys stampflii</i>	0,005																		
13 <i>Cynoglossus senegalensis</i>	0,020																		
14 <i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,050				0,005	0,010													
15 <i>Drepane africana</i>	0,001			0,001															
16 <i>Dasyatis margarita</i>	0,001																		
17 <i>Ilisha africana</i>	0,005			0,001			0,001			0,010	0,005							0,001	
18 <i>Brachydeuterus auritus</i>	0,010			0,003						0,010	0,005								
19 <i>Epinephelus aeneus</i>	0,010			0,001															
20 <i>Schilbe intermedius</i>					0,001														
21 <i>Strongylura senegalensis</i>				0,001															
22 <i>Hydrocynus forskalii</i>	0,001				0,005														
23 <i>Pellonula leonensis</i>	0,010				0,005	0,005													
24 <i>Chrysichthys maurus</i>	0,005			0,005	0,001														
25 <i>Trichiurus lepturus</i>	0,006			0,002															
26 <i>Synodontis gambiensis</i>	0,001																		0,005
27 <i>Monodactylus sebae</i>	0,010																		
28 <i>Ethmalosa fimbriata</i>	0,100	0,005		0,100	0,115	0,030	0,030		0,005	0,100	0,020						0,010	0,005	
29 <i>Sardinella maderensis</i>	0,100	0,020		0,100	0,030	0,050	0,020		0,005	0,055	0,025						0,005		
30 <i>Liza grandisquamis</i>	0,005	0,001		0,001	0,005	0,005							0,001						0,001
31 <i>Tylochromis jentinki</i>	0,030	0,005			0,010	0,003													
32 <i>Sarotherodon melanotheron</i>	0,090	0,030	0,005	0,050	0,025	0,040		0,030		0,050		0,020	0,025						0,150
33 <i>Tilapia guineensis</i>	0,050	0,010	0,005	0,060	0,020			0,030		0,025		0,020	0,030						0,010
34 <i>Crevettes</i>	0,378	0,150	0,050	0,177	0,123	0,020	0,021	0,090		0,020	0,050	0,060	0,050	0,005	0,005	0,001	0,010	0,050	0,100
35 <i>Crabes</i>		0,079	0,250	0,200	0,500	0,060	0,200	0,200		0,225	0,200	0,250	0,240		0,100	0,250			0,200
36 <i>Macrobenthos</i>		0,100	0,400			0,372	0,350	0,650	0,550	0,400	0,545	0,650	0,490	0,600	0,100	0,449	0,225		0,234
37 <i>Meiobenthos</i>													0,114	0,100	0,150	0,300	0,150	0,450	
38 <i>Zooplancton</i>		0,570	0,290	0,290	0,150	0,400	0,379		0,330	0,105				0,200	0,300		0,500	0,494	0,300
39 <i>Phytoplankton</i>															0,100				
40 <i>Phytobenthos</i>															0,145				
41 <i>Détritus</i>		0,020							0,110		0,150		0,050	0,095	0,100		0,100		

Annexe II Régimes alimentaires

Annexe II. B. Cont.

Proie \ Prédateur	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
1 <i>Sphyræna afra</i>																			
2 <i>Polydactylus quadrifilis</i>																			
3 <i>Galeoides decadactylus</i>																			
4 <i>Pseudotolithus elongatus</i>																			
5 <i>Pseudotolithus senegalensis</i>						0,002													
6 <i>Elops lacerta</i>																			
7 <i>Arius laticutatus</i>																			
8 <i>Pomadasys jebelini</i>																			
9 <i>Chloroscombrus chrysurus</i>																			
10 <i>Caranx senegallus</i>																			
11 <i>Trachinotus teraia</i>																			
12 <i>Citarichthys stampflii</i>																			
13 <i>Cynoglossus senegalensis</i>			0,010																
14 <i>Eucinostomus melanopterus</i>																			
15 <i>Drepane africana</i>																			
16 <i>Dasyatis margarita</i>																			
17 <i>Ilisha africana</i>		0,050				0,002		0,001											
18 <i>Brachydeuterus auritus</i>	0,010					0,010		0,002											
19 <i>Epinephelus aeneus</i>																			
20 <i>Schilbe intermedius</i>																			
21 <i>Strongylura senegalensis</i>																			
22 <i>Hydrocynus forskalii</i>			0,005					0,001											
23 <i>Pellonula leonensis</i>																			
24 <i>Chrysichthys maurus</i>			0,010																
25 <i>Trichiurus lepturus</i>			0,001																
26 <i>Synodontis gambiensis</i>			0,001																
27 <i>Monodactylus sebae</i>																			
28 <i>Ethmalosa fimbriata</i>	0,010	0,100	0,020	0,050	0,004	0,050		0,005											
29 <i>Sardinella maderensis</i>	0,010	0,050		0,050		0,050		0,005											
30 <i>Liza grandisquamis</i>	0,010	0,005	0,010			0,005		0,005											
31 <i>Tylochromis jentinki</i>		0,005	0,005									0,006							
32 <i>Sarotherodon melanotheron</i>		0,050	0,005		0,005	0,020						0,006							
33 <i>Tilapia guineensis</i>		0,020	0,003	0,010	0,001	0,007						0,006							
34 Crevettes			0,020	0,050	0,005	0,010		0,030		0,010		0,010							
35 Crabes			0,140		0,045	0,100													
36 Macrobenthos	0,450		0,300	0,050	0,710	0,124	0,350	0,105	0,010	0,080		0,600			0,200	0,450			
37 Meiobenthos	0,130	0,300	0,200	0,090			0,350	0,300	0,010	0,060	0,200	0,159				0,100	0,280	0,001	
38 Zooplancton	0,260	0,420	0,220	0,700	0,230	0,490		0,546	0,635	0,750	0,150		0,070	0,020	0,300	0,050	0,070		0,010
39 Phytoplancton							0,150		0,325		0,200	0,100	0,280	0,180	0,300	0,150	0,400		0,850
40 Phytobenthos							0,050		0,010		0,150		0,050	0,200		0,050	0,075	0,150	
41 Détrit	0,120		0,050			0,130	0,100		0,010	0,100	0,300	0,113	0,600	0,600	0,200	0,200	0,175	0,849	0,140

## Annexe II. C. Composition du régime alimentaire (%) des différents groupes du modèle Ébrié.

Proie/Prédateur	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1 <i>Sphyraena afra</i> *																					
2 <i>Polydactylus quadrifilis</i>	0,010																				
3 <i>Galeoides decadactylus</i> *	0,100	0,005		0,020	0,020																
4 <i>Pseudotolithus elongatus</i>	0,005	0,005																			
5 <i>Pseudotolithus senegalensis</i> *	0,050																				
6 <i>Elops lacerta</i> *	0,030			0,002		0,005															
7 <i>Arius lastiscutatus</i> *																					
8 <i>Pomadasys jubelini</i> *	0,020																				
9 <i>Chloroscombrus chrysurus</i>																					
10 <i>Caranx hippos</i> *	0,020																				
11 <i>Trachinotus teraia</i> *																					
12 <i>Citarichthys stampflii</i>																					
13 <i>Cynoglossus senegalensis</i> *	0,020																				
14 <i>Gerres nigri</i> *	0,050				0,005	0,010															
15 <i>Drepane africana</i> *																					
16 <i>Dasyatis margarita</i> *																					
17 <i>Ilisha africana</i>	0,030						0,005			0,010	0,010							0,001			
18 <i>Brachydeuterus auritus</i>	0,010									0,010	0,005									0,010	
19 <i>Hemichromis fasciatus</i> *				0,001																	
20 <i>Schilbe intermedius</i> *					0,005																
21 <i>Strongylura senegalensis</i> *	0,010			0,005																	
22 <i>Hydrocynus forskalii</i> *	0,010				0,001																
23 <i>Pellonula leonensis</i>	0,010				0,005	0,005															
24 <i>Eleotris senegalensis</i> *	0,030			0,050	0,039				0,005	0,010	0,010	0,010	0,005				0,010	0,004			
25 <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> *				0,030	0,025																
26 <i>Trichiurus lepturus</i>	0,007			0,002																	
27 <i>Synodontis gambiensis</i> *																				0,005	
28 <i>Monodactylus sebae</i>	0,010																				
29 <i>Ethmalosa fimbriata</i>	0,100	0,005		0,100	0,115	0,030	0,030		0,005	0,100	0,020						0,010	0,005		0,010	
30 <i>Sardinella maderensis</i> *	0,100	0,020		0,100	0,030	0,050	0,020		0,005	0,055	0,015						0,005			0,010	
31 <i>Liza grandisquamis</i> *	0,020	0,005		0,010	0,005	0,005	0,005	0,010						0,010						0,005	0,010
32 <i>Tylochromis jentinki</i>	0,030	0,005			0,010	0,003															
33 <i>Sarotherodon melanotheron</i>	0,050	0,030	0,005	0,050	0,025	0,040		0,030		0,050		0,020	0,025							0,150	
34 <i>Tilapia guineensis</i>	0,050	0,010	0,005	0,060	0,020			0,030		0,025		0,020	0,030							0,010	
35 <i>Crevettes</i>	0,228	0,150	0,050	0,100	0,050	0,020	0,020	0,080		0,020	0,050	0,050	0,050	0,005	0,005	0,001	0,010	0,050	0,100		
36 <i>Crabes</i>		0,075	0,250	0,200	0,500	0,060	0,200	0,200		0,225	0,200	0,250	0,240		0,100	0,250			0,200		
37 <i>Macrobenthos</i>		0,100	0,400			0,372	0,350	0,650	0,550	0,400	0,540	0,650	0,490	0,600	0,100	0,449	0,225		0,230	0,450	
38 <i>Meiobenthos</i>													0,100	0,100	0,150	0,300	0,150	0,450		0,130	
39 <i>Zooplancton</i>		0,570	0,290	0,270	0,145	0,400	0,370		0,330	0,095				0,200	0,300	0,490	0,490	0,300		0,260	
40 <i>Phytoplancton</i>															0,100						
41 <i>Phytobenthos</i>															0,145						
42 <i>Détritus</i>		0,020							0,105		0,150		0,050	0,095	0,100		0,100			0,120	

Annexe II Régimes alimentaires

Annexe II. C. Cont.

	Proie/Prédateur	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
1	<i>Sphyraena afra*</i>																			
2	<i>Polydactylus quadrifilis</i>																			
3	<i>Galeoides decadactylus*</i>																			
4	<i>Pseudotolithus elongatus</i>																			
5	<i>Pseudotolithus senegalensis*</i>						0,002													
6	<i>Elops lacerta*</i>																			
7	<i>Arius lastiscutatus*</i>																			
8	<i>Pomadasys jubelini*</i>																			
9	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>																			
10	<i>Caranx hippos*</i>																			
11	<i>Trachinotus teraia*</i>																			
12	<i>Citarichthys stampflii</i>																			
13	<i>Cynoglossus senegalensis*</i>		0,010																	
14	<i>Gerres nigri*</i>																			0,003
15	<i>Drepane africana*</i>																			
16	<i>Dasyatis margarita*</i>																			
17	<i>Ilisha africana</i>	0,050					0,008		0,002											
18	<i>Brachydeuterus auritus</i>						0,010		0,002											
19	<i>Hemichromis fasciatus*</i>																			
20	<i>Schilbe intermedius*</i>																			
21	<i>Strongylura senegalensis*</i>		0,030																	
22	<i>Hydrocymus forskalii*</i>		0,030																	
23	<i>Pellonula leonensis</i>																			
24	<i>Eleotris senegalensis*</i>	0,020	0,005																	
25	<i>Chrysichthys nigrodigitatus*</i>		0,010																	
26	<i>Trichiurus lepturus</i>		0,001																	
27	<i>Synodontis gambiensis *</i>		0,001																	
28	<i>Monodactylus sebae</i>																			
29	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	0,100	0,020	0,050	0,050	0,004	0,050		0,005											0,015
30	<i>Sardinella maderensis*</i>	0,050		0,050	0,020		0,050		0,005											0,010
31	<i>Liza grandisquamis*</i>	0,005	0,010				0,005		0,005											0,001
32	<i>Tylochromis jentinki</i>	0,005	0,005		0,005								0,006							
33	<i>Sarotherodon melanotheron</i>	0,050	0,005		0,010	0,005	0,020						0,006							
34	<i>Tilapia guineensis</i>	0,020	0,003	0,010	0,010	0,001	0,004						0,006							
35	Crevettes		0,020	0,050	0,005	0,005	0,010		0,030		0,010		0,010							
36	Crabes		0,100		0,190	0,045	0,100													0,026
37	Macrobenthos		0,300	0,050	0,160	0,710	0,121	0,350	0,105	0,010	0,080		0,600			0,200	0,450			
38	Meiobenthos	0,300	0,200	0,090	0,370			0,350	0,300	0,010	0,060	0,200	0,159				0,259			
39	Zooplancton	0,400	0,200	0,700	0,180	0,230	0,490		0,546	0,635	0,750	0,150		0,070	0,020	0,300			0,280	0,010
40	Phytoplancton							0,150	0,325		0,200	0,100	0,280	0,180	0,300			0,300		0,850
41	Phytobenthos							0,050	0,010		0,150		0,050	0,200			0,031	0,150	0,150	
42	Détritus		0,050				0,130	0,100		0,010	0,100	0,300	0,114	0,600	0,600	0,200	0,205	0,270	0,850	0,140

## Annexe II. D. Composition du régime alimentaire (%) des différents groupes du modèle Nokoué.

Proie/Prédateur	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
1 <i>Polydactylus quadrifilis</i>																												
2 <i>Elops lacerta</i>		0,020					0,005		0,010																			
3 <i>Pomadasys jubelini</i>																												
4 <i>Caranx hippos</i>																												
5 <i>Citarichthys stampflii</i>																												
6 <i>Cynoglossus senegalensis*</i>																												
7 <i>Eucinostomus melanopterus*</i>		0,010																							0,003			
8 <i>Lutjanus goreensis*</i>		0,002			0,025																							
9 <i>Hemichromis fasciatus*</i>									0,005																			
10 <i>Schilbe intermedius*</i>													0,100															
11 <i>Strongylura senegalensis*</i>											0,003																	
12 <i>Hyporhamphus picarti*</i>											0,010																	
13 <i>Hepsetus odoe*</i>									0,005				0,005															
14 <i>Pellonula leonensis</i>		0,001	0,001		0,005	0,001		0,005	0,005		0,002		0,005		0,005													
15 <i>Eleotris vitattus*</i>			0,020							0,010																		
16 <i>Gobionellus occidentalis*</i>		0,150	0,030		0,070		0,050	0,050	0,050	0,050	0,050		0,070															
17 <i>Chrysichthys nigrodigitatus*</i>								0,065	0,050		0,030		0,100		0,050													
18 <i>Synodontis schall*</i>										0,005			0,080															
19 <i>Monodactylus sebae</i>																												
20 <i>Ethmalosa fimbriata</i>	0,050	0,100	0,050	0,050	0,050	0,050	0,250	0,150	0,150	0,055	0,045		0,050		0,020					0,020						0,025		
21 <i>Liza falcipinnis*</i>		0,050	0,040	0,050	0,030		0,060		0,020						0,005													
22 <i>Sarotherodon melanotheron</i>	0,100	0,100	0,055	0,050	0,030	0,050	0,100		0,100	0,100	0,070		0,210		0,010		0,005			0,015								
23 <i>Tilapia guineensis</i>	0,050	0,050	0,014	0,050	0,010		0,035		0,100	0,030	0,040		0,200		0,030		0,005											
24 <i>Crevettes</i>	0,100	0,150	0,400	0,400	0,400	0,200	0,050	0,250	0,100	0,050	0,150		0,010	0,290	0,005	0,050		0,300	0,010				0,005					
25 <i>Crabes</i>	0,100	0,170	0,100	0,150	0,250	0,050	0,050		0,050	0,010	0,100				0,200		0,050									0,027		
26 <i>Macrobenthos</i>	0,050	0,007	0,010	0,100	0,010	0,150	0,200	0,050	0,150	0,300	0,100	0,200		0,050	0,200		0,300	0,400	0,200	0,020	0,010		0,010			0,300		
27 <i>Meiobenthos</i>	0,150	0,030	0,020	0,050	0,020	0,250	0,030	0,230	0,150	0,200	0,200	0,500	0,100	0,150	0,070	0,175	0,450	0,210	0,100	0,050	0,050	0,020	0,050	0,250	0,300		0,020	
28 <i>Zooplancton</i>	0,350	0,160	0,250	0,100	0,100	0,200	0,070	0,200	0,045	0,100	0,150	0,200	0,030	0,750	0,100	0,150	0,090	0,100	0,400	0,350	0,100	0,050	0,050	0,100		0,300	0,050	0,050
29 <i>Phytoplancton</i>														0,040		0,100				0,250	0,150	0,150	0,300	0,010		0,150	0,010	0,100
30 <i>Phytobenthos</i>							0,050		0,010	0,015	0,050					0,150		0,100		0,050	0,250	0,150	0,300	0,040	0,030	0,050	0,100	0,050
31 <i>Détritus</i>	0,050		0,010			0,049	0,050			0,075		0,050	0,050		0,020	0,420	0,050	0,190		0,235	0,440	0,630	0,285	0,600	0,315	0,500	0,820	0,800



## ***Appendices***

---





J. Moreau, **M. C. Villanueva**, U. S. Amarasinghe & F. Schiemer

2001

Trophic relationships and possible evolution under  
various fisheries management strategies in a  
Sri Lankan reservoir

S. S. De Silva & P. Lynch (Eds.) Fisheries management and Aquaculture in S. E. Asian  
Lakes and Reservoirs. Publ. ACIAR, Canberra, Australia, pp. 203-214.

**M. C. Villanueva<sup>†</sup> & J. Moreau**

2001

## Recent trends in Lake Victoria fisheries as assessed by Ecopath

I. Cowx (Ed.) Lakes and Reservoirs Fisheries Management.  
Publ. The University of Hull, U.K., pp. 96-111.

---

<sup>†</sup> Corresponding author : [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

J. Moreau & M. C. Villanueva

2002

Exploratory analysis of possible management  
strategies in Lake Victoria (Kenyan sector) using the  
recent Ecosim software

V. Christensen, C. Walter & K. Cochrane (Eds.),  
A workshop on new developments of Ecosim and Ecospace.  
FAO Fisheries Tech. Doc.  
Accessible également sur le site web [www.ecopath.org](http://www.ecopath.org).

## Food and feeding habits of some important fish species in the Ubolratana Reservoir, Thailand: A qualitative and quantitative analysis

M. Kakkaeo<sup>1</sup>, T. Chittapalapong<sup>1</sup> & M. C. Villanueva<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*National Inland Fisheries Institute  
Royal Thai Department of Fisheries Bangkokhen  
10920 Bangkok, Thailand*

<sup>2</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

Kakkaeo, M., T. Chittapalapong & M. C. Villanueva. 2004. Food and feeding habits of some important fish species in the Ubolratana Reservoir, Thailand. A qualitative and quantitative analysis.

Asian Fisheries Sciences, 17 (3-4), nnp.

### *Abstract*

The diet composition and feeding habits have been investigated for several economically important indigenous species based on diel surveys collected from the Ubolratana reservoir (Thailand). For some of these populations the daily food ration, feeding periods, ingestion and evacuation rates were determined using Maxims, an iterative computer software utilising 24-hour series of stomach content data obtained in natural populations. The results obtained provide useful information for studies of the trophic relationship in the reservoir and can be explained by some observed migrating patterns of these fish populations.

---

## Diel feeding, Periodicity, daily ration and relative food consumption in indigenous fish populations in three reservoirs of Sri Lanka

W. Weliange<sup>1</sup>, M. C. Villanueva<sup>2</sup>, U. S. Amarasinghe<sup>1</sup> & J. Moreau<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dept. of Zoology  
University of Kelaniya  
11600 Colombo, Sri Lanka

<sup>2</sup>Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

(Soumis à *Journal of Applied Ichthyology*)

### *Abstract*

Studies on food consumption rates of constituent species in fish assemblages in aquatic ecosystems are essential step towards quantification of trophic relationships. In Sri Lankan reservoirs, the commercial fisheries are almost entirely based on two species of exotic cichlids, *Oreochromis mossambicus* and *O. niloticus*, accounting for over 90% of the landings by weight. However, indigenous species (mainly small-sized cyprinids), which are not commercially exploited, are also abundant so that it is necessary to quantify in trophic dynamics, the role of all constituent species in the reservoir ecosystems. Twelve diel surveys were carried out in three reservoirs of Sri Lanka viz. Minneriya, Udawalawe and Victoria, to investigate diel feeding patterns, daily ration and relative food consumption in fish populations. Stomach content weights of different size classes of various fish species in individual reservoirs in each diel survey were analysed using an iterative method, MAXIMS. Fish species such as *Amblypharyngodon melettinus*, *Labeo dussumieri* and *Catla catla*, which are predominantly herbivorous or detritivorous exhibited one peak in the diel feeding pattern. Two peak feeding periods were evident not only in truly predatory fish such as *Glassogobius giuris* (piscivore) and *Hemirhamphus limbatus* (exclusively zooplanktivore) but also in predominantly insectivores and/or zooplanktivores (e.g., *P. dorsalis*, *P. filamentosus* and *Rasbora daniconius*) and interestingly in macrophyte feeders (i.e., *Tilapia rendalli* and *Etroplus suratensis*). It might be possible that all species with two feeding peaks in diel feeding patterns rely on vision for feeding.

Q/B ratio defined as amount of food consumed per unit weight of an age-structured population of fish is considerably high in small-sized cyprinid species such as *A. melettinus* (range 21.8-37.5) and *P. filamentosus* (19.1-26.3) whose daily rations were in the ranges of 0.05-0.28 g/day and 0.27-3.22 g/day respectively. These values are considerably high compared to Q/B ratio of *O. niloticus* (range 31.8-36.2), which is a much larger species with high daily ration (range 2.73-3.73 g/day). As such, from the fisheries point of view it can be argued that leaving of small-sized cyprinid species unexploited in reservoirs leads to incomplete utilization of reservoir productivity.

**Key words:** Daily ration; Diel feeding periodicity; Q/B ratio; reservoirs; trophic modelling

---

Trophic relationships in the new Bagre Reservoir (Burkina Faso)  
man-made lake as described by using Ecopath 4 :  
possible influence of siltation on the evolution of the ecosystem‡

M. C. Villanueva<sup>1§</sup>, M. Ouedraogo<sup>2</sup> & J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

<sup>2</sup> Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

(Soumis à *Hydrobiologia*)

*Abstract*

The recently impounded Bagré reservoir (Burkina Faso) has been investigated for global fisheries management purposes. The Ecopath 4 software which includes sub- routine, Ecosim is utilized here in order to describe the dynamics of the trophic food web as influenced by time. In addition, possible trends of the primary production variations as related to water quality are displayed as well as simulations of the relationships between fish density distribution in the ecosystem by using the Ecospace routine. It is observed that the influence of varying water qualities (in terms of seasonal, long terms and spatial variations) is relatively significant with groups belonging at the lower trophic levels, clearly showing a bottom-up ecosystem. Environmental degradations, such as siltation occurring in the lake, suggest possible risks in limiting ecosystem productivity.

**Key words:** Trophic status; Bagré; fisheries; ecosystem simulation

---

‡ Papier Scientifique également présenté dans une conférence internationale intitulé, « 4<sup>th</sup> International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality », Ceske Budejovice, République Tchèque, 12-16 Août 2002.

§ Corresponding author Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## Daily feeding pattern and food consumption of some fish populations in Asian reservoirs

U. S. Amarasinghe<sup>1</sup>, W. Weliange<sup>1</sup>, M. Kakkaeo<sup>2</sup>, **M. C. Villanueva**<sup>3</sup> & J. Moreau<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Dept. of Zoology  
University of Kelaniya  
11600 Colombo, Sri Lanka*

<sup>2</sup>*National Inland Fisheries Institute  
Royal Thai Department of Fisheries Bangkok  
10920 Bangkok, Thailand*

<sup>3</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

Amarasinghe, U. S., W. Weliange, M. Kakkaeo, M. C. Villanueva & J. Moreau. Sous presse. Daily feeding pattern and food consumption of some fish populations in Asian reservoirs, p. 000-000. (Accepted, *Hydrobiologia*, special issue "The FISHSTRAT Project").

### *Abstract*

For some fish populations in Thai and Sri Lanka reservoirs, the daily food ration, feeding periods, ingestion and evacuation rates were determined using Maxims, iterative computer software utilising 24-hour series of stomach content data obtained from wild populations. The annual relative food consumption rates of individual species were also computed. Results of the analysis indicate that generally daily ration per unit body weight is appreciably higher in herbivorous and detritivorous species than in carnivorous species, which is perhaps reflected by the nutritive quality of food items. In Sri Lanka, small sized cyprinid species, which are abundant but unexploited due to poor consumer preference, had high rates of population food consumption, which are comparable to large sized species. This indicates that leaving these species unexploited might lead to incomplete utilization of reservoir productivity. The results of this analysis are also useful for quantifying trophic relationships in reservoir ecosystems.

## Population dynamics of commercially important fish species in four Asian reservoirs

J. Moreau<sup>1</sup>, U. S. Amarasinghe<sup>2</sup>, B. Sricharoendham<sup>3</sup>, R. Prabath<sup>3</sup>,  
P. K. Jayasinghe<sup>2</sup>, A. Kumara<sup>3</sup> & **M. C. Villanueva**<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>2</sup>*Dept. of Zoology  
University of Kelaniya  
11600 Colombo, Sri Lanka*

<sup>3</sup>*National Inland Fisheries Institute  
Royal Thai Department of Fisheries Bangkok  
10920 Bangkok, Thailand*

Moreau, J., U. S. Amarasinghe, B. Sricharoendham, R. Prabath, P. K. Jayasinghe, A. Kumara & M. C. Villanueva. Sous presse. Population dynamics of commercially important fish species in four Asian reservoirs, p. 000-000. (Accepted, *Hydrobiologia*, special issue "The FISHSTRAT Project").

### *Abstract*

Several fish populations which are currently strongly exploited, or apparently overexploited, in four Asian reservoirs have been investigated using length frequency data as analysed with the FiSAT package. Growth parameters and mortality were computed and a yield per recruit analysis carried out. The implications for fisheries management in each reservoir are discussed.



## A comparison of the foodweb and trophic structures between two Asian reservoirs using Ecopath with Ecosim and Ecospace

**M. C. Villanueva<sup>1\*\*</sup>, J. Moreau<sup>1</sup>, U. S. Amarasinghe<sup>2</sup> & F. Schiemer<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> *Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>2</sup> *Dept. of Zoology  
University of Kelaniya  
11600 Colombo, Sri Lanka*

<sup>3</sup> *Institute of Ecology and Conservation Biology  
Dept. Of Limnology  
University of Vienna  
Althanstrasse 14, A-1090, Vienna, Austria*

Villanueva, M. C., J. Moreau, U. S. Amarasinghe & F. Schiemer. A comparison of the foodweb and trophic structures between two Asian reservoirs using Ecopath with Ecosim and Ecospace, p. 000-000. (Accepted, *Hydrobiologia*, special issue "The FISHSTRAT Project").

### *Abstract*

The Ecopath software with Ecosim and Ecospace is used to describe the trophic relationships in fish communities of Ubolratana reservoir (Thailand) and the Parakrama Samudra reservoir (Sri Lanka). Common trends and differences are presented and discussed. The trophic structure of these ecosystems is compared in terms of biomass, actual catch and transfer efficiency. As the impacts of top carnivores in both reservoirs on the lower trophic levels (TLs) are insignificant, fisheries production can be enhanced by intensifying exploitation of fish species which rely on autotrophs as sources of food. This is of particular importance in Parakrama Samudra where small-sized herbivores and detritivores are not exploited in the commercial fishery. The possibility of bottom-up or top-down pattern of control of the structure of the ecosystems is discussed.

---

\*\* Corresponding author Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## The possible evolution of Lake Victoria fisheries as assessed by Ecopath IV (with Ecosim and Ecospace) software

M. C. Villanueva<sup>††</sup> & J. Moreau

*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

Villanueva, M. C. & J. Moreau. 2004. The possible evolution of Lake Victoria fisheries as assessed by Ecopath IV (with ecosim and ecospace) software. *In* M. Balio & R. L. Welcomme (Eds.), Lake Victoria 2000: A new beginning. Publ. The Lake Victoria fisheries Research Project, Jinja Uganda, The Tokyo University Press.

### *Abstract*

The Ecopath IV software is used to describe the trophic relationships within the exploited fish community of Lake Victoria as a whole. Further studies on system dynamics are made using the Ecosim/Ecospace simulation programs included in the software that can define the effects on some possible fisheries management schemes for the future. The biomasses of the key fish stocks are computed and the results are in agreement with recent field data. The possible evolution of the fish community under several fisheries management strategies is described, confirming the possibilities of recovery of the Haplochromine stocks and current trends of overfishing of Nile perch. The importance of fishing sanctuaries for the further evolution of the ecosystem is particularly emphasized.

**Key words:** Lake Victoria, fisheries, trophic status, simulation, Ecopath

---

<sup>††</sup> Corresponding author Email : [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## Variations spatio-temporelles de quelques paramètres physico-chimiques du lac Nokoué au Bénin, évolution récente

P. Lalèyè<sup>1</sup>, U. Adounvo<sup>1</sup>, C. Niyonkuru<sup>1</sup>, M. C. Villanueva<sup>2</sup> & J. Moreau<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Faculté des Sciences Agronomiques  
Université d'Abomey Calavi  
01 B. P. 526 Cotonou, Bénin

<sup>2</sup>Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

Soumis à publication à la Revue Internationale des Sciences de la Vie et de la Terre, « Bioterre », Côte d'Ivoire

### *Abstract*

**Résumé.** De juillet 2000 à novembre 2001, l'évolution temporelle et spatiale de la profondeur, de la température, de la salinité et de l'oxygène dissous dans le lac Nokoué a été suivie. L'analyse de ces paramètres physico-chimiques semble indiquer que i) les profondeurs maximales (1,8 m à Zogbo; 1,4 m à Ganvié et 1,5 m à Vêki) comparées aux résultats de 1990-1991 (respectivement de 2,20 m, 1,80 m et 1,90 m) révèlent une diminution d'environ 40 cm de la hauteur d'eau dans le lac, ii) les concentrations en oxygène dissous (1,7-5,0 mg.l<sup>-1</sup>) n'ont pas subi des modifications notables depuis les études antérieures. En revanche, la salinisation du milieu s'accroît avec des valeurs de plus en plus élevées du taux de salinité (30-40 g.l<sup>-1</sup>). On peut noter également une séparation plus ou moins nette (3 à 4 mois de différence) entre la phase d'eau douce et la phase d'eau salée, situation connue pour ce lac depuis sa mise en communication avec l'océan en 1885.

**Mots clés :** Bénin, lagune, bathymétrie, température, salinité, oxygène.

**Abstract.** Since July 2000 to November 2001 a study of temporal and spatial evolution of the temperature, the salinity and dissolved oxygen in Lake Nokoué has been done. The analysis of these parameters seems to indicate that maximal depths (1.8 m at Zogbo, 1.4 m at Ganvié and 1.5 m at Vêki) compared to results of 1990 - 1991 (respectively of 2.2 m, 1.8 m and 1.9 m) reveal a diminution of approximately 40 cm of the water level in the lake. Concentrations in dissolved oxygen (1.7-5.0 mg.l<sup>-1</sup>) have not undergone notable modifications since anterior studies. On the other hand, the salinization of the lake becomes more pronounced (30-40 g.l<sup>-1</sup>). We can also notice a separation more or less marked (3 to 4 months of difference) between the freshwater phase and the salty water phase, known situation for this lake since its connecting with the ocean in 1885.

**Key words:** Benin; lagoon; bathymetry; temperature; salinity; oxygen.

---

## A comparison of various fitting techniques for predicting yield from a time-series data on catch and hydrobiological features of Lake Ubolratana, Thailand

J. Moreau<sup>1</sup>, S. Lek<sup>2</sup>, W. Leelapratana<sup>2</sup>, B. Srichaoendham<sup>3</sup> & M. C. Villanueva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>2</sup>*CESAC, UMR 5576  
CNRS-UPS  
31062 Toulouse, Cedex 4, France*

<sup>3</sup>*Dept. of Fisheries of Thailand  
Kajutjak 10120 Bangkok, Thailand*

Moreau, J., S. Lek, W. Leelapratana, B. Srichaoendham & M. C. Villanueva. 2002. A comparison of various fitting techniques for predicting yield from a time series data on catch and hydrobiological features of Lake Ubolratana, Thailand. Abstract. Proceedings of the Third Conference of the International Society for Ecological Informatics, Grottaferrata, Rome, Italy. 26-30 August 2002. (Disponible : [http://www.isei3.org/ISEI3\\_abstract\\_book.pdf](http://www.isei3.org/ISEI3_abstract_book.pdf)). (Proceedings in press. Ecological Modelling, special edition).

### *Abstract*

Actual catch (commercial catch and local consumption) have been made available by the Royal Thai Department of Fisheries for the Ubolratana reservoir, North-east Thailand, since the impoundment of the lake in 1965. The data have been used to assess the possible relationship between the actual catch and morphometric parameters of the lake (maximum area, depth, shore line, difference between maximum and minimum area) and actual catch the year before. A comparison of the predictive power is carried out between multiple linear regression analysis, a generalized additive model, a regression tree analysis, an auto-regression analysis and an artificial neural network. Results show the poorly predictive power in linear system (around 40% of explained variances), compared to the non-parametric and non-linear systems, essentially the artificial neural network (more than 85% of explained variances). The morphometric parameters which display the maximum contribution are the difference between the maximum and minimum area the year before for both pelagic Clupeid catches and the littoral catch targeting other species. In addition, the catch during the previous year and the maximum area also influence the Clupeid catch and the littoral catch, respectively. The ecological significance of these results in terms of spatial distribution of fish populations and fisheries management is discussed.

**Key words:** Artificial Neural Network; Multivariate statistical analysis; Annual catch; Clupeid; Thailand

## An Ecopath model of the biosphere reserve of the Delta of Sine-Saloum

M. C. Villanueva<sup>1</sup>‡, L. Tito de Morais<sup>2</sup>, J.-Y. Weigel<sup>2</sup> & J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

<sup>2</sup>Institut de Recherche pour le Développement  
B. P. 1386 Dakar, Sénégal

Villanueva, M. C. L. Tito de Morais, J.-Y. Weigel & J. Moreau. 2002. An Ecopath model of the biosphere reserve of the Delta of Sine-Saloum. Abstract. In C. H. A. Masson (Ed.), « Pêcheries maritimes, écosystèmes & sociétés en Afrique de l'Ouest : Un demi-siècle de changement », Actes du Symposium International 24-28 Juin 2002, Dakar, Sénégal (Accepté, sous presse -2005).

### ABSTRACT

**S**INE-SALOUM (Senegal), an inverse hyper saline estuary, serves as an important resource of fish for local populations. In the last 20 years, annual catches have decreased from 30,000 to 15,000 tons as well as the diversity of catch composition. *Ethmalosa fimbriata*, a pelagic Clupeid, has progressively dominated the estuary and, consequently, the fish landings. Ineffective fisheries management practices have contributed significantly to these declines while persisting environmental degradations pose potential risks on ecosystem's ecological benefits. Ecopath with Ecosim programme has been used to characterize the current trophic state of the ecosystem and explore ecologically sustainable management.

### Key words

*Ecopath — Trophic status — Sine Saloum — Fisheries - Management*

### RESUME

**L**E DELTA du Sine Saloum (Sénégal) présente un gradient de salinité inversé avec hyper-salinité à l'amont. Il offre une importante ressource piscicole aux populations locales. En vingt ans, les captures totales sont passées de trente mille à quinze mille tonnes et la diversité des captures a également baissé. *Ethmalosa fimbriata*, un Clupéidé pélagique, est devenu progressivement dominant. Des pratiques et un aménagement des pêches inadaptés ont amené ces déclin, également dus en partie à la dégradation de l'environnement qui fait courir à l'écosystème des risques écologiques réels. Le logiciel Ecopath avec Ecosim a été employé ici pour analyser les relations trophiques au sein de cet écosystème et pour explorer les possibilités d'un aménagement écologiquement durable de la ressource.

### Mots clés

*Sénégal — Sine-Saloum — Structure trophique — Ecopath — Aménagement*

‡ Corresponding author: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

---

Primary productivity pattern of the Nokoué Lake, a shallow brackish tropical lagoon (Benin, West Africa).

---

Ulrich Adounvo<sup>1</sup>, Alain Dauta<sup>2</sup>, Philippe Lalèyè<sup>1</sup>, **Maria Villanueva**<sup>3</sup>, & Jacques Moreau<sup>3</sup>

<sup>1</sup>- Laboratoire d'hydrobiologie, Université d'Abomey-Calavi, BP 126, Cotonou, .BENIN

<sup>2</sup>- L.E.H., FRE CNRS/Université Paul Sabatier, 31062 Toulouse Cedex 04, FRANCE

<sup>3</sup>- Laboratoire d'Ichtyologie Appliquée, ENSAT, Auzeville Tolosane 31326, Castanet Tolosan Cedex, FRANCE

Email address for corresponding author: [DAUTACLUB@aol.com](mailto:DAUTACLUB@aol.com)

Soumis à "Journal of Tropical Ecology"

**Abstract :** Lake Nokoué is a large (150 km<sup>2</sup>) shallow brackish coastal lagoon (average depth 1.30 m). The annual evolution of the lagoon was studied using 43 sampling stations (Chl *a.*, depth, turbidity, water chemistry). The oxygen method was used to determine the parameters of primary production ( $P_{max}$ , IK values). From this set of data, it was then possible to map the daily production rate for the whole lake at four different times of the year. The season plays an important role, with alternative inputs of sea water (dry season, March to May) and freshwater (rainy season, August to October) with the floods of the main tributaries (rivers Sô and Ouémé). Chlorophyll *a.* values decreased progressively from May (<200 µg.l<sup>-1</sup>) to November (>100 µg.l<sup>-1</sup>). Related to the chlorophyll values and environmental parameters (depth, turbidity, irradiance), the daily primary productivity was high in May (over 5 mgC.l<sup>-1</sup>.day<sup>-1</sup>) and lower in November (about 1 mgC.l<sup>-1</sup>.day<sup>-1</sup>). Consequently, the maximal averaged daily production occurred from April to May (0.6 – 1 g.C.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), next decreased from June and remained low (about 0.2 g.C.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) from July to February where the sea water entry (dry season) corresponds to the beginning of the production increase. From this analysis, it appears that there is a annual pattern of production with a two months plain peak bounded by the sea water and the freshwater flood incomes.

**Keywords :** brackish lagoon; primary productivity; West Africa

---

## Population parameters of main fish species of Lake Nokoué in Benin

C. Niyonkuru<sup>1</sup>, P. Lalèyè<sup>1</sup>, **M. C. Villanueva**<sup>2</sup> & J. Moreau<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Faculté des Sciences Agronomiques  
Université d'Abomey Calavi  
01 B. P. 526 Cotonou, Bénin*

<sup>2</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

Niyonkuru, C., P. Lalèyè, M. C. Villanueva & J. Moreau. 2003. Population parameters of main fish species of Lake Nokoué in Benin. Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)—Bénin.

(Submitted for publication in Studies in Afrotropical Zoology)

### *Abstract*

Population parameters of main fish species from Nokoué Lake were investigated using length-frequency samples from the artisanal fisheries and analysed with FISAT completed by ELEFAN packages. Extremes values observed are  $L_{\infty} = 35.7$  cm and  $K = 0.7$  year<sup>-1</sup> for *Chrysischthys nigrodigitatus* with  $L_{\infty} = 11$  cm and  $K = 2$  year<sup>-1</sup> for *Pellonula leonensis*. Growth performance, preliminary estimates of mortality and exploitation rates are also presented. Fishing mortality and exploitation rate was found to be presently above appropriate levels.

## Diel feeding periodicity, daily ration and relative food consumption in some fish population of the Ouémé Basin, Benin (West Africa)

P. Lalèyè<sup>1</sup>, M. C. Villanueva<sup>2</sup>, A. Chikou<sup>1</sup>, A. d'Almeida<sup>3</sup>, C. Monteil<sup>1</sup> and J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Faculté des Sciences Agronomiques  
Université d'Abomey Calavi  
01 B. P. 526 Cotonou, Bénin*

<sup>2</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>3</sup>*Dept. de la Pêche  
Cotonou, Bénin*

Lalèyè, P., M. C. Villanueva, A. Chikou, A. d'Almeida, C. Monteil and J. Moreau. 2003. Diel feeding periodicity, daily ration and relative food consumption in some fish population of the Ouémé Basin, Benin (West Africa). Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. PICARTS (Ed.)-Bénin.

(Submitted for publication in Studies in Afrotropical Zoology)

### *Abstract*

The feeding pattern of several fish species has been investigated: *Ethmalosa fimbriata*, *Hemichromis fasciatus*, *Sarotherodon galilaeus*, *Sarotherodon melanotheron*, *Schilbe intermedius*, *Synodontis schall*, *Tilapia guineensis* and *Tilapia zillii* based on diel surveys collected from the Ouémé Basin (Benin, West Africa). For these populations, the daily food ration, feeding periods, ingestion and evacuation rates were determined using MAXIMS, iterative computer software utilizing 24-hour series of stomach content data obtained from natural populations. The results obtained showed that except *T. guineensis*, this fish feed twice a day. The relative food consumption (Q/B) varies from 12.9 for *Hemichromis fasciatus* to 43.6 for *Tilapia guineensis*. These results are in agreement with predicted values of the daily food consumption and relative annual food consumption using the models of Palomares & Pauly (1996, 1998) and the implications for generalizations of the findings are discussed.



## Preliminary trophic flow models of two West African Lagoons

M. C. Villanueva<sup>1§§</sup>, P. Lalèyè<sup>2</sup>, R. Laë<sup>3</sup>, J. J. Albaret<sup>3</sup>, L. Tito de Morais<sup>3</sup>, M. Simier<sup>4</sup> and J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dept. of Tropical Fisheries, Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture I.N.P./E.N.S.A.T. B. P. 107 F, 31326 Castanet Tolosan, France. Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

<sup>2</sup> Fac. des Sci. Agr. de l'Université Nationale du Bénin, B. P. 526 Cotonou, Bénin. Email: [phlaleye@firstnet1.com](mailto:phlaleye@firstnet1.com)

<sup>3</sup> Institut de Recherche pour le Développement, B. P. 1386, Dakar, Sénégal. Email: [lae@dakar.ird.sn](mailto:lae@dakar.ird.sn)

<sup>4</sup> Centre de Recherche Halieutique IFREMER/IRD Avenue Jean Monnet - B.P. 171 34203, Sète Cedex - France. Email: [simier@mpl.ird.fr](mailto:simier@mpl.ird.fr)

Villanueva, M. C., P. Lalèyè, R. Laë, J.-J. Albaret, L. Tito de Morais, M. Simier & J. Moreau. 2003. Preliminary trophic models of two West African Coastal Lagoons, Lagoon Ébrié (Ivory Coast) and Lake Nokoué (Benin). Abstract. 3<sup>rd</sup> International Conference of the Pan African Fisheries Society, Cotonou (Bénin), 10-14 Nov. 2003. pp 153-155. PICARTS (Ed.)-Bénin.

(Submitted for publication in Studies in Afrotropical Zoology)

### Abstract

An attempt was made to construct trophic models of two West-African coastal lagoons using the ECOPATH approach. The lagoons Nokoué (Benin) and Ebrié (Ivory Coast) are considered in this study to compare trophic structure and dynamics. The relevance of results observed is discussed to improve our understanding of the ecological functioning of such ecosystems. Further assessment on fluxes of biomass and consequential ecological behavior from this holistic approach intends to assist in developing guideline for optimum management of these ecosystems.

**Keywords:** Coastal lagoons; Ecopath; trophic dynamics; Lake Nokoué; Lagoon Ébrié

**Résumé:** *En utilisant le logiciel ECOPATH, nous avons construit un modèle trophique préliminaire des deux lagunes côtières de l'Ouest Afrique: les lagunes Nokoué (Bénin) et Ebrié (Côte d'Ivoire).. Celle-ci devrait être considérée comme une première tentative à appliquer une approche multi-spécifique pour une meilleure compréhension de la dynamique des écosystèmes considérés. Une importante prochaine étape sera d'utiliser les résultats obtenus pour les aménagements futurs de ces écosystèmes.*

**Mots clefs:** *Lagunes côtières ; Ecopath ; dynamiques trophiques ; Lac Nokoué ; Lagune Ébrié*

---

§§ Corresponding author Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## THE WEST AFRICAN COASTAL WATERS: A REVIEW OF THE CURRENT KNOWLEDGE OF THEIR AQUATIC LIVING RESOURCES AND MANAGEMENT ISSUES

Philippe A. Lalèyè<sup>1</sup>, Maria Concepcion S. Villanueva<sup>2</sup>, Jacques Moreau<sup>2</sup> and Mama Enstua-Mensah<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture. Fac. des Sc. Agr. de l'Université d'Abomey Calavi-Bénin. B.P. 526 Cotonou, Bénin. Email: [phlaleye@firstnet1.com](mailto:phlaleye@firstnet1.com)

<sup>2</sup> Dept. of tropical Fisheries, I.N.P./E.N.S.A.T. B.P. 107, Auzeville Tolosane, 31 326 Castanet Tolosan, France. Email: [moreau@ensat.fr](mailto:moreau@ensat.fr)

<sup>3</sup> Water Research Institute, PO Box Accra Ghana. E-mail: [mamaae@yahoo.com](mailto:mamaae@yahoo.com)

Lalèyè, P., M. C. Villanueva, J. Moreau & M. Enstua-Mensah. 2003. The West African coastal waters, A review of the current knowledge of their aquatic living resources and management issues. Abstract, Actes de Symposium de la troisième conférence internationale de l'Association PanAfricaine des Pêches et de l'aquaculture sur Les Poissons et pêches africaines, diversité et utilisation. Cotonou, Bénin, 10 – 14 Novembre 2003. In PICARTS (Ed.). pp 240-242. (Proceedings in press in 'Studies in Afrotropical Zoology', 2005 - Belgium).

(Submitted for publication in Studies in Afrotropical Zoology)

### Summary

Brackish waters are regarded as one of the most productive aquatic ecosystems in the world, and are of great socio-economic importance due to increasing dependence of various human activities. In West Africa, from Ivory Coast to Nigeria, their total surface area is about 3,000 km<sup>2</sup>. The aquatic resources are highly diversified and submitted to intense and diversified fishing exploitation mainly for food security to a burgeoning human population (density between 3.5 inhabitants per km<sup>2</sup> near Aby Lagoon in Ivory Coast and 96.5 inhabitants.km<sup>2</sup> near Lake Ahémé in Benin). This exploitation concerns mostly fish (Cichlidae, Claroteidae, Clupeidae) and crustaceans (Peneids shrimps and crabs) captured using individual or collective, selective or polyvalent fishing techniques. The annual catch remains relatively high and varies between 86 kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> (Nigeria) and 1 ton.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> (Bénin). This partly due to the development of the "acadjas" i.e. parks of branches implanted artificially in water. For the following countries: Sénégal, Gambia, Ivory Coast, Ghana, Togo, Benin and Nigeria), the average productivity of lagoons and estuaries is around 290 kg.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>

**Keywords:** Tropical Lagoons, West Africa, Fisheries, Management.

### Résumé :

Les eaux saumâtres sont considérées à travers le monde comme étant des écosystèmes aquatiques les plus productifs. Elles présentent une grande importance socio-économique due à la dépendance croissante de diverses activités humaines. En Afrique de l'Ouest, de la Côte d'Ivoire au Nigéria, elles s'étendent sur une superficie totale d'environ 3.000 km<sup>2</sup>. Les ressources aquatiques font l'objet d'une exploitation intensive par une population humaine à forte densité (3,5 habitants par km<sup>2</sup> près de la lagune Aby en Côte d'Ivoire et 96,5 habitants.km<sup>2</sup> près du lac Ahémé au Bénin). Cette exploitation concerne en majorité les poissons cichlidés, les clarotéidés et clupeidés et les crustacés (crevettes pénéidés et crabes). Plusieurs techniques de pêche, individuelles ou collectives, sélectives ou polyvalentes sont utilisées. Le rendement annuel des pêches reste relativement élevé et varie entre 86 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (lagune de Lekki au Nigéria) et 1 tonne.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (lagunes du Bénin). La production élevée enregistrée au Bénin est partiellement due au développement des parcs en branchages (Acadjas) implantés artificiellement dans l'eau pour créer des habitats favorables à plusieurs espèces de faune. Pour le Sénégal, la Gambie, la Côte d'Ivoire, le Ghana, le Togo, le Bénin et le Nigéria, la productivité moyenne des lagunes et les estuaires est d'environ 290 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>.

**Mots clés:** Lagunes tropicales ; Afrique de l'Ouest ; Pêches ; aménagement.

---

## Understanding the food web dynamics in the Southern sector of Lake Kivu (R. D. Congo, Central Africa)

M. C. Villanueva<sup>1\*\*\*</sup>, M. Isumbisho<sup>2</sup>, M. Kaningini<sup>2</sup>, J. Moreau<sup>1</sup> & J.-C. Micha<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Dept. of Tropical Fisheries,  
Laboratoire d'Agronomie, d'Environnement et d'Eco toxicologie  
I.N.P./E.N.S.A.T.  
B. P. 107 F, 31326  
Castanet Tolosan, France.  
Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr), [jmoreau@ensat.fr](mailto:jmoreau@ensat.fr)

<sup>2</sup> UER Applied Hydrobiology (UERHA),  
Institut Supérieur Pédagogique de Bukavu,  
BP 854, Bukavu, Democratic Republic of Congo.  
Email: [bkaningini@yahoo.fr](mailto:bkaningini@yahoo.fr)

<sup>3</sup> U. N. E. C. E. D., F. U. N. D. P.  
Rue de Brussels,  
61 B-5000 Namur, Belgium  
Email : [jcmicha@fundp.ac.be](mailto:jcmicha@fundp.ac.be)

(Submitted for publication in *Hydrobiologia*)

### *Abstract*

A trophic-mass model of the Southern Lake Kivu was constructed using recent studies that have produced up to date estimates of biomass and production for various species and groups, including that of the zooplankton and phytoplankton. A better understanding of the ecosystem dynamics has been reached especially in terms of trophic structure and energy transfer efficiencies. The food web is short and characterized by a phytoplankton-based pathway. Though few species inhabit the ecosystem, feeding niches cover a wide spectrum as no statistically significant patterns of community-wide niche segregation exist based on prey-type.

**Keywords:** East Africa, Lake Kivu, deep lakes, Ecopath, transfer efficiency, trophic dynamics

---

\*\*\* Corresponding author Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## A preliminary analysis of the trophic structure for assessing the fishery dynamics in Lake Kivu, Rwandan sector, Central Africa

M. C. Villanueva<sup>1†††</sup>, C. Kaningire<sup>2</sup>, A. Baharanyi<sup>2</sup>, J.-C. Micha<sup>3</sup> & J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Dept. of Tropical Fisheries,  
Laboratoire d'Agronomie, d'Environnement et d'Eco toxicologie,  
I.N.P./E.N.S.A.T.  
B. P. 107 F, 31326  
Castanet Tolosan, France  
Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

<sup>2</sup>National University of Rwanda,  
Faculty of Agronomy,  
P. O. Box 629 Butare, Rwanda  
Email: [ckana@nur.ac.rw](mailto:ckana@nur.ac.rw)

<sup>3</sup> U. N. E. C. E. D., F. U. N. D. P.  
Rue de Bruxelles,  
61 B-5000 Namur, Belgic  
Email : [jcmicha@fundp.ac.be](mailto:jcmicha@fundp.ac.be)

(Submitted for publication in Aquatic Resources, Culture and Development)

### *Abstract*

Some features of the trophic foodweb and energy flows of the Rwandan sector of Lake Kivu are quantitatively described. The ecosystem is a phytoplankton-based with short food web. The transfer efficiencies show the significance of the energy flow supported by the phytoplankton to zooplankton to planktivorous fish production notably that of the introduced Lake Tanganyika sardine, *Limnothrissa miodon*. Low system omnivory, 0.161, occurs which indicates the abundance of specialized groups among the components considered. This, however, signifies a low over-all transfer efficiency occurring in the ecosystem. Mean trophic level of catch (2.87) indicates that fisheries are targeting mainly the fish groups of high trophic levels: such as the Lake Tanganyika sardines, Catfishes, minnows and barbs.

**Keywords:** Ecopath, food web, Lake Kivu, fish assemblages, fisheries

---

††† Corresponding author Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## Fish Dynamics in the rehabilitated polders of Prey Nup (Cambodia)<sup>†††</sup>

P. Lim<sup>1</sup>, M. C. Villanueva<sup>1</sup>, B. Chhouk<sup>2</sup>, K. K. Chay<sup>2</sup>, J. M. Brun<sup>3</sup> & J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

<sup>2</sup> Faculty of Fisheries and Aquaculture  
Royal University of Agriculture  
P. O. Box 2696 Phnom Penh, Cambodia

<sup>3</sup> GRET Prey Nup Project  
Sihanouk, Cambodia

(Submitted for publication in Asian Fisheries Science)

### *Abstract*

Physical rehabilitation (construction of dykes and water gate) along the shorelines of the Prey Nup area in 1998 was done to preserve rice field areas from being washed-off during high tides. The first four polders constructed resulted in the recuperation of about 5,500 ha for rice field cultivation.

The area before was also a common dwelling place for both freshwater, brackish water and marine fish species (43 species) before the rehabilitation. Information regarding effects of seasonal variations on species richness and stock assessment were based on captures by native fishermen using 11 different kinds of fishing gears from 1998 to 2001.

The influence of the renovated area on the fish community richness specific, stock recruitment and dynamics were investigated. Surveys made showed that the marine fish species (11) were completely wiped-out from this area leaving only about 31 brackish and freshwater species. These remaining species coming from the upstream catchment areas colonized these rice fields especially during the rainy season (June to October) when annual water level elevates to an average of 2 m.

Annual catch is estimated to 3,742 tons for the whole area where 92% was captured using 6 main gears (gill nets, individual and line hooks, cast nets, traps and scoop nets). Catch during the rainy season was estimated at about 79% of the total annual catch. The three main commercial fish species captured were *Channa striata* (Trey Ptork), *Clarias* spp (Trey Andeng), *Anabas testudines* (Trey Kranh) and *Notopterus notopterus* (Trey Slat).

**Key words:** Fish dynamics; Rehabilitated polders; Rice-field fisheries; Annual catch; Cambodia

---

<sup>†††</sup> Papier scientifique soumis à un colloque internationale, "Sustaining livelihoods and biodiversity in the New Millennium: The Second International Conference on Large Rivers and Reservoirs", Phnom Penh, Cambodge 11-14 Fevrier 2003.

---

## Comparing energy fluxes and trophic dynamics of two West African Coastal Lagoons

M. C. Villanueva<sup>1§§§</sup>, J.-J. Albaret<sup>2</sup>, P. Lalèyè<sup>3</sup>, L. Tito de Morais<sup>4</sup> R. Laë<sup>5</sup> & J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>2</sup>*Institut de Recherche pour le Développement  
B. P. 1386 Dakar, Sénégal*

<sup>3</sup>*Faculté des Sciences Agronomiques  
Université d'Abomey Calavi  
01 B. P. 526 Cotonou, Bénin*

<sup>4</sup>*Institut de Recherche pour le Développement, CRHMT, UR RAP,  
Ave. Jean Monnet, B. P. 171, 34203, Sète, France*

<sup>5</sup>*Laboratoire de Sclérochronologie des Animaux Aquatiques  
Centre IRD de Bretagne  
B. P. 70 29 280 Plouzané, France*

(Submitted for publication in Ecological Modelling)

### *Abstract*

Preliminary mass-balanced models of Lake Nokoué (Benin) and lagoon Ébrié (Ivory Coast) are considered in this study, renowned for their high productivity with considerable diverse and abundant natural resources. Available information was integrated to describe the trophic structure of these ecosystems.

Results indicate that both ecosystems are immature and have short food chain structures which are typical structure of tropical lagoons. Several differences in trophic assemblages, energy sources and dynamics have been observed. Most energy sources is concentrated in the lower part of the trophic food chain. The difference, however, lies in that Lake Nokoué is a detritus-dependent ecosystem while lagoon Ébrié seems to be pulling out much of its energy sources from phytoplankton production. The relevance of other observations to the assessment on fluxes in each lagoon is further discussed.

**Keywords:** Trophic model; tropical lagoons; Ecopath; eco-biological adaptations; ecosystem trophodynamics; West Africa

---

§§§ Corresponding author Email: [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

---

## A compromise optimization of alternative fisheries management strategies in the Sine-Saloum estuary (Senegal)

M. C. Villanueva<sup>1\*\*\*\*</sup>, J.-Y. Weigel<sup>2</sup> & J. Moreau<sup>1</sup> & L. Tito de Morais<sup>3</sup>,

<sup>1</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>2</sup>*Institut de Recherche pour le Développement  
B. P. 1386 Dakar, Sénégal*

<sup>3</sup>*Institut de Recherche pour le Développement, CRHMT, UR RAP,  
Ave. Jean Monnet, B. P. 171, 34203, Sète, France*

(In preparation)

### *Abstract*

A previously constructed Ecopath (EwE) model has been used in order to explore harvesting strategies for multispecies management in the Sine-Saloum, a tropical estuary with a reverse increasing salinity gradient. Optimum harvesting strategies were explored by policy search derived simulations showing changes in fishing mortality. Several scenarios were tested in which fishing rates were modified according to different optimized criteria: ecological, economical and social. Comparison of group biomass, catches and values of obtained results from scenarios were made. Combining these criteria, resulted in stock depletion only when the ecological criterion is considerably favored. Results showed that high fishing rates can be obtained by developing economic and social criteria although consequences include sacrifices on ecological conservations.

**Keywords:** Sine-Saloum; Senegal; Optimization; Tropical estuary; Ecopath

---

\*\*\*\* Corresponding author Email : [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

## On fish abundance and spatial distribution in The Gambia estuary (West Africa)

M. C. Villanueva<sup>1††††</sup>, J.-J. Albaret<sup>2</sup>, M. Simier<sup>2</sup>, A. Aguilar-Ibarra<sup>1</sup>,  
L. Geoffroy<sup>1</sup>, Y.-S. Park<sup>3</sup> & S. Lek<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Laboratoire d'Agronomie, Environnement et Ecotoxicologie  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France*

<sup>2</sup>*Institut de Recherche pour le Développement  
B. P. 1386 Dakar, Senegal*

<sup>3</sup>*LADYBIO, CNRS UMR 5576, Bat 4R3  
Université Paul Sabatier  
118 route de Narbonne,  
31062 Toulouse Cedex, France*

(In preparation)

### ***Abstract***

A non-supervised artificial neural network (ANN) was utilized on experimental fishing data for The Gambia estuary. The data matrix consists of field surveys collected from 2001-2002 and major hydroclimatic cycles occurring in the system. Results showed three major classifications corresponding to alternative hierarchical algorithms analysis. Derived classifications are based on the relative similarity of fish species richness and distribution in space.

**Keywords:** Kohonen Self-organizing maps (SOM); fish assemblages; The Gambia estuary; Biodiversity; Species richness

---

†††† Corresponding author Email : [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)



## A comparison of self-organizing map neural network in fish community analysis of four West African coastal waters

M. C. Villanueva<sup>1\*\*\*\*</sup>, J.-J. Albaret<sup>2</sup>, P. Lalèyè<sup>3</sup>, S. Brosse<sup>4</sup>, Y.-S. Park<sup>5</sup>,  
A. Aguilar-Ibarra<sup>1</sup>, M. Simier<sup>6</sup> & S. Lek<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Laboratoire d'Agronomie, Environnement et Ecotoxicologie  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, France

<sup>2</sup> Institut de Recherche pour le Développement  
B. P. 1386 Dakar, Senegal

<sup>3</sup>Faculté des Sciences Agronomiques  
Université d'Abomey Calavi  
01 B. P. 526 Cotonou, Benin

<sup>4</sup>LADYBIO, CNRS UMR 5576, Bat 4R3  
Université Paul Sabatier  
118 route de Narbonne,  
31062 Toulouse Cedex, France

<sup>5</sup>IRD  
Centre de Recherche Halieutique d'IFREMER  
Bordeaux  
Cedex, France

<sup>6</sup>IRD  
Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale  
Avenue J. Monnet  
B. P. 171, 34203 Sète Cedex, France

(In préparation)

### **Abstract**

Self-organizing map algorithm (SOM), one of the non-supervised artificial neural network modelling methods, is used for describing the fish assemblages along the West African coast. The data matrix consist of field samples collected from two estuaries, the Sine-Saloum (Senegal) and the Gambia (The Gambia) and two coastal lagoons, Ébrié (Ivory Coast) and Nokoué (Benin). SOM has been efficient in providing major trends in spatial occupancy and distribution of fish species based on their occurrence influenced by some hydrological factors and simplified results showing the entire fish assemblages in two-dimensional space. Distinction between dominant and scarce species was also visualized and has lead to a reliable insight on ecological data representation and is discussed in this study.

**Keywords:** artificial neural networks; Self-organizing map; West Africa; brackish waters; Ordination; fish species

---

\*\*\*\* Corresponding author Email : [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)

---

*Complexity relating to behaviour and stability in a modelled West-African estuary*

**M. C. Villanueva**<sup>1§§§§</sup>, P. S. Diouf<sup>2</sup>, J.-J. Albaret<sup>3</sup> & J. Moreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Dept. of Inland Fisheries  
INP/ENSAT  
B. P. 107 F. Auzeville Tolosane  
31326 Castanet Tolosan, Cedex (France)*

<sup>2</sup>*ISRA/CRODT  
Centre de Recherche Océanographiques de Dakar-Thiaroye  
B. P. 2241, Dakar, (Senegal)*

<sup>3</sup>*Institut de Recherche pour le Développement  
B. P. 1386 Dakar, (Sénégal)*

(Paper to be presented at an International Conference, entitled, "Symposium on the Coastal Ecosystem of West Africa", Brussels, Belgium, 15-16 February 2005)

***Abstract***

An Ecopath model of the Sine-Saloum estuary with a total of 37 functional groups is used in this study to determine the key features of this aquatic system. The high fish species biodiversity in the ecosystem may play a role of assuring its integrity, especially in the presence of stress, though we observed that this is not entirely the case. Results show that another mitigating factor is the level of interaction strengths between functional groups. Stability is improved by more weak connectance, as well as shorter and fatter pyramids. Though differing issues arise with respect to questions driving a system's stability, methods and approaches should consider placing results in the context of a broader ecological theory.

**Key words:** Coastal ecosystem; Biodiversity; System stability; Omnivory; Ecopath

---

§§§§ Corresponding author Email : [ching@ensat.fr](mailto:ching@ensat.fr)





## *Résumé*

---

Le présent travail est le résultat de 3 années de recherches sur des milieux estuariens et lagunaires de l'Ouest Africain: les estuaires du Sine-Saloum et de la Gambie, les lagunes Ebrié et Nokoué, le cadre d'un projet conjoint entre l'INP/ENSAT et l'IRD (Centre de Dakar). La notion de stress environnemental aussi bien naturel qu'anthropique est présentée; ce qui amène à formuler la problématique de la thèse: Aborder les écosystèmes ouest africains et les pressions environnementales qu'ils subissent et la façon dont celles-ci sont ressenties au niveau de la biodiversité et des relations trophiques.

Les résultats obtenus mettent en évidence les différences dans les assemblages d'espèces dans le temps et l'espace selon des modalités variables dans chaque écosystème. Les conditions très variables et saisonnières du milieu et les habitats influencent la structure des écosystème et les relations existant entre ses ressources vivantes. Ceci résulte d'un processus d'élimination des espèces les moins rustiques dans un milieu et la propagation des organismes plus tolérants à ces différentes modifications.

Les analyses comparatives montrent que des circonstances inhabituelles comme une hypersalinité inversée, installée à la faveur des sécheresses sahéliennes dans un estuaire, se révèlent moins nocives pour la biodiversité qu'une forte activité anthropique très diversifiée dans une lagune béninoise. Ceci provient des différences dans les mécanismes d'adaptation des organismes face à ces perturbations. Les relations trophiques se révèlent un indicateur utile de la stabilité et des possibilités de résistance (adaptation) aux stress. En effet, nous observons que la stabilité de ces écosystèmes repose plutôt sur la construction d'interactions complexes et diverses entre les espèces qui persistent que sur la complexité liée à la biodiversité. La résistance aux perturbations environnementales est susceptible d'être augmentée par l'efficacité des transferts d'énergie entre les différents niveaux trophiques.

La convergence des résultats concernant la biodiversité et les relations trophiques en termes d'expression des stress environnementaux est discutée préalablement à une ébauche prudente de propositions de recherches futures et d'aménagement pour une gestion durable de la ressource.

**MOTS-CLEFS :** Milieux estuariens et lagunaires ; Relations trophiques ; Adaptation ; Ecopath ; Réseaux neurones artificiels ; Stress environnementaux ; Maturité des écosystèmes